

**Ю.А. Кутлахмедов, И.В. Матвеева,
В.А. Гроза**

***НАДЕЖНОСТЬ
БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ***

Учебное пособие

Киев - 2018

УДК 577.34:574.24:539.16

ББК 28.080.1

К95

Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Гроза В.А. Надежность биологических систем. Учебное пособие. - К.: Фитосоциоцентр, 2018. - 352 с.

Учебное пособие по курсу лекций «Надежность биологических систем» (проф., д.б.н. Ю.А. Кутлахмедов, проф., д.т.н. И.В. Матвеева, доцент, к.ф.-м.н. В.А. Гроза) посвящено новой проблеме по оценке надежности биологических систем на разных уровнях организации от клеток до экосистем разного типа. В дополнение к этому пособию авторами готовится к печати сборник задач с решениями по теме «Надежность экологических систем».

Данное пособие может быть использовано при чтении курсов по оценке экологических рисков для разных уровней организации биоты в экосистемах от уровня клеток до уровня экосистем для радиационных и химических поллютантов.

Пособие будет полезно при чтении курсов лекций по экологии, радиоэкологии, биофизике и экологической безопасности в технических вузах и на биологических факультетах университетов, для научных сотрудников, студентов и аспирантов данных направлений

Рецензенты: проф., д.г.-м.н. Г.А. Белявский
д.б.н. А.Н. Михеев

Рекомендовано к печати на заседании Ученого совета Института
клеточной биологии и генетической инженерии НАНУ
постановление №9 от 30 октября 2017 г.

ISBN 978-966-306-193-2

© Кутлахмедов Ю.А.,
Матвеева И.В., Гроза В.А., 2018

Посвящается светлой памяти учителей и соратников
проф. Д.М. Гродзинского
проф. В.И. Корогодина
проф. Г.Г. Поликарпова

**Любая система, зависящая от
человеческой надежности, ненадежна**

Оглавление

ЧАСТЬ 1. ВВЕДЕНИЕ	9
1.1. Пути антропогенного воздействия на окружающую среду	10
1.2.. Антропогенные воздействия на атмосферу и среду обитания людей ..	11
1.3. Экологические кризисы и экологические революции	12
1.3.1. Основные источники загрязнения ОС	13
Задачи и упражнения к 1 части книги.	25
Литература к 1 части	25
 ЧАСТЬ 2. РАДИОЕМКОСТЬ В ОЦЕНКЕ НАДЕЖНОСТИ БИОСИСТЕМ	 27
2.1. Основы теории надежности биосистем и ее применение в радиобиологии и экологии.....	27
2.1.1. Принципы анализа и основные понятия надежности биологических систем	27
2.1.2. Иерархические системы в биологии	30
2.1.3. Концепция надежности в радиобиологии многоклеточных систем ..	32
2.2. Введение в проблему надежности биосистем через модели надежности в радиобиологических реакциях	32
2.2.1. Проблемы надежности в иерархической структуре биосистемы от клетки до экосистемы	32
2.2.2. Методы испытания надежности биологических систем	35
2.3. Применение теории и моделей надежности к анализу радиобиологических явлений.	44
2.3.1. Модели радиационного поражения многоклеточного организма (на примере растений)	44
2.3.2. Результаты экспериментальных исследований и теоретического анализа	48
2.3.3. Проблемы количественной радиобиологии многоклеточных организмов	59

2.3.4. Математическая модель ростовой реакции корня растения после облучения при участии репопуляционного восстановления	61
2.3.5. Исследование радиобиологических реакций на организменном уровне интеграции Спироделы многокоренной	65
2.3.6. Исследование особенностей процесса старения на уровне популяции растений и влияние на этот процесс радиации	66
2.4. Принципы анализа надежности биологических объектов	73
2.5. Конкретные методы испытания надежности биологических систем ...	81
2.6. Конкретные экспериментальные исследования. Обоснование выбора объекта исследований. Биологические особенности объекта. Методы исследования	81
2.6.1. Феноменологические и количественные характеристики радиационного поражения и восстановления меристемы у Спироделы многокоренной	84
2.7. Исследование и моделирование радиоемкости экосистем	91
2.7.1. Введение	92
2.7.2. Теория и модели радиоемкости разных типов экосистем	93
2.7.3. Параметр радиоемкости, как опережающий показатель состояния биоты экосистем	95
2.7.3.1. Теоретический анализ предлагаемого подхода	95
2.7.3.2. Экспериментальная проверка возможности использования фактора радиоемкости, как опережающего параметра для оценки реакции биоты на действие различных поллютантов	96
2.7.3.3. Исследование поведения параметров радиоемкости при действии на биоту различных стресс-факторов	98
2.7.3.4. Заключение по данному подразделу	99
2.8. Моделирование радиоемкости в типичной склоновой экосистеме Украины	99
2.9. Общий алгоритм расчета и анализа надежности биосистем от клетки до экосистемы	114
Литература ко 2 части	116
Задачи и упражнения по 2 части	117

ЧАСТЬ 3. НАДЕЖНОСТЬ БИОСИСТЕМ И ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ	119
3.1. Радиоемкость разных типов экосистем и принципы их экологического нормирования	119
3.1.1. Проблемы экологического нормирования экосистем	120
3.1.1.1. Оценка допустимых сбросов и складирования радионуклидов в пресноводном водоеме	122
3.1.2. Оценка предельно-допустимых сбросов и складирования радионуклидов в склоновых экосистемах	125

3.1.2.1. Экологическое нормирование для склоновой экосистемы	125
3.1.2.2. Оценка экологических нормативов на предельно допустимые сбросы и депонирование радионуклидов	125
3.1.2.3. Расчёт и анализ допустимых сбросов радионуклидов в склоновой экосистеме склоновых экосистемах	126
3.2. Экологическое нормирование радиационного фактора	129
3.3. Экологическое нормирование в озерной экосистеме	131
3.3.1. Результаты моделирования допустимых сбросов в зерную экосистему	131
3.3.2. Пример анализа и расчета допустимых сбросов радионуклидов в озеро	131
3.4. Пример расчета экологического норматива для склоновой экосистемы	133
3.4.1. Оценка экологических нормативов на предельно допустимые сбросы и депонирование радионуклидов в склоновых экосистемах	134
3.4.2. Расчёт и анализ допустимых сбросов радионуклидов в склоновой экосистеме	134
3.4.3. Расчет и анализ допустимых сбросов радионуклидов в лесной экосистеме	135
3.5. Экологическое нормирование в ландшафте методами аналитической ГИС (геоинформационной системы) технологии	137
3.5.1. Фактор радиоемкости экосистемы ландшафта	137
3.5.2. Концепция трассеров в радиоэкологии	138
3.5.3. Исследование радиоемкости ландшафтов	139
3.6. Контрмеры в радиоэкологии	141
3.6.1. Радиоэкологическая оценка эффективности контрмер	141
3.6.2. Контрмеры в условиях радиационных аварий	141
3.6.3. Принципы выбора контрмер	144
3.6.4. Сравнительный анализ контрмер, во время ликвидации аварии на ЧАЭС	146
3.7. Проблема экологического нормирования в свете Чернобыльской аварии	149
3.8. Экологическое нормирование радиационного фактора. Проблемы и перспективы	153
3.9. Сравнение систем экологического нормирования по референтным видам биоты и по биоте с максимальным депонированием Радионуклидов	156
Литература к 3 части.	161
Упражнения, вопросы и задачи к 3 части	161
 ЧАСТЬ 4. НАДЕЖНОСТЬ И РАДИОЭКОЛОГИЯ АГРОЭКОСИСТЕМ	 163

4.1. Исследование и оценка надежности систем транспорта радионуклидов в локальной агроэкосистеме	163
4.1.1. Анализ проведенных исследований	163
4.2. Моделирование агроэкосистемы методами теории надежности	165
4.2.1. Описание и обсуждение полученных результатов	169
4.3. Оценка и сравнительный анализ радиоемкости и надежности локальных агроэкосистем, загрязненных ^{137}Cs и ^{90}Sr	172
4.3.1. Введение	172
4.3.2. Моделирование конкретных локальных агроэкосистем.	176
4.4. Проблемы надежности локальной агроэкосистемы	185
4.5. Оценка и повышение экологической безопасности агроэкосистемы на основе моделей надежности	186
4.5.1. Основные полученные результаты	187
4.5.2. Заключение и выводы. (Моделирование агроэкосистемы методами теории надежности)	188
Литература к 4 части	191
Упражнения и задания к 4 части	192
 ЧАСТЬ 5. ОЦЕНКА И МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ОТ ДЕЙСТВИЯ РАДИАЦИИ	193
5.1. Риск и экологический риск	193
5.1.1. Определения риска	193
5.1.2. Опасность и риск	194
5.1.3. Разновидности риска	195
5.1.4. Особенности экологического риска	197
5.2. «Общество риска» и особенности принятия рискованных решений ..	202
5.2.1. Социологическая теория "общества риска"	202
5.2.2. Основные теоретические сведения	205
5.3. Теоретические сведения о прогнозе радиационного для человека	208
5.4. Теория радиоемкости и надежности при оценке экологических рисков в экосистемах риска для человека	210
5.4.1. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии	210
5.4.2. Модель и параметр для оценки синергизма при действии комбинированных факторов на уровне экосистем	211
5.4.3. Моделирование надежности в иерархической системе от клетки до экосистем. Подсистемы с учетом возможного синергизма при комбинированном действии радиации и тяжелых металлов	213
5.4.4. Моделирование и теоретический анализ радиоемкости ландшафтов	216
5.4.5. Исследование и оценка надежности и экологических рисков при транспорте радионуклидов в локальной агроэкосистеме	216

5.4.6. Оценка надежности и экологических рисков в избранных экосистемах	218
5.4.6.1. Надежность и формирование экологических рисков в склоновой экосистеме	218
5.5. Обсуждение описанных результатов и заключение по 5 части	223
5.5.1. Оценка критерия экологического риска на основе теории радиоемкости экосистем	225
5.5.2. Экологическая емкость и радиоемкость биоты экосистем, как мера экологического риска	226
5.5.3. Применение теории и моделей надежности при оценке экологических рисков в агроэкосистемах	227
Литература к 5 части	229
Упражнения и задания к 5 части	229

ЧАСТЬ 6.ОЦЕНКА И МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ УЩЕРБОВ И СТРАХОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ	231
6.1. Введение	231
6.2. Основные алгоритмы страховой защиты	231
6.3. Использование страховой защиты персонала	234
6.4. Алгоритм расчета ущерба от экологических последствий аварий на опасных производствах и оценка страховых сумм для ликвидации таких аварий	235
6.5. Экологическое нормирование, риск и страхование	236
6.5.1. Оценка допустимых сбросов и складирования радионуклидов и рисков в пресноводном водоеме	238
6.5.2. Оценка предельно допустимых сбросов и складирования и рисков от радионуклидов в склоновых экосистемах	241
6.5.3. Экологическое нормирование действия факторов разной природы и рисков – эквидозиметрия	243
6.6. Принципы нормирования. Экогигиенические нормативы	245
Литература к 6 части	247
Вопросы и упражнения к 6 части	248

ЧАСТЬ 7. ЗАКЛЮЧЕНИЕ ПЕРСПЕКТИВЫ НАДЕЖНОСТНОГО АНАЛИЗА В ЭКОЛОГИИ	249
7.1. Вступление	249
7.2. Пример использования данного надежностного подхода к конкретной озерной экосистеме	249
7.3. Пример использования данного надежностного подхода к конкретной озерной экосистеме с применением разных контрмер	256

7.4. Пример использования данного надежностного похода к конкретной озерной экосистеме с применением разных контрмер и с постоянным дополнительным сбросом радиоактивности (+0,05t)	259
7.5. Пример использования данного надежностного похода к конкретной озерной экосистеме с применением разных контрмер и с постоянным дополнительным сбросом радиоактивности (+0,2t) , с учетом аварии на расположенной рядом авиабазе (пожар на складе ГСМ аэропорта)	264
Приложение 1. ОСНОВНЫЕ ПОНЯТИЯ НАДЕЖНОСТИ (по курсу лекций В.А. Дмитриева (Самара, 2008 г.)	270
Приложение 2. «МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ АВИАПРЕДПРИЯТИЙ». Практикум для студентов	304

ЧАСТЬ 1. ВВЕДЕНИЕ

Проблема надежности сложных технических систем зародилась в авиации, электронике, кибернетике и других технологиях, где особо высокие требования к безопасности для персонала [1]. Что касается технической и математической составляющих теории надежности сложных систем, то этот аспект будет нами далее рассмотрен в специальном приложении-1 к данной книге [2].

В 50-60-е годы XX столетия был сформулирован новый важный аспект проблемы – надежность биологических систем. Это началось с идеи Джон фон Неймана о том, что именно биологические системы, построенные из архинадежных элементов, способны сформировать архинадежные целые системы [3].

Первые приложения идей теории надежности в биологии касались проблемы надежности нейронных сетей мозга (Мак-Коннел). В СССР в 1962 году вышла небольшая брошюра «Надежность мозга» (Э.А. Асратян, П.В. Симонов), в которой в популярной форме в описательном виде была обсуждена эта важная проблема [4].

Начиная с 1977 года в Украине усилиями академика НАН Украины Д.М. Гродзинского, профессоров Ю. А. Кутлахмедова и В.К. Кольтовера был инициирован целый цикл исследований и школ по широкой проблеме «Надежность биологических систем». В шутку эти школы иногда называли «Кутлахмедовские чтения». По решению председателя научного совета АН СССР по кибернетике академика А. Берга в 1975 г. была создана всесоюзная комиссия «Проблемы надежности биологических систем» (председатель – академик НАНУ Д.М. Гродзинский, заместитель председателя – профессор, доктор биологических наук В. К. Кольтовер, ученый секретарь – профессор, доктор биологических наук Ю.А. Кутлахмедов). Комиссия успешно проработала до 1991 года (до развала СССР). Под эгидой этой комиссии и было проведено несколько выдающихся по тематике и составу участников всесоюзных школ и совещаний.

Первое такое совещание состоялось в 1976 году. Была проведена удивительно интересная конференция «Системы надежности клетки», материалы и доклады этой конференции были удачно опубликованы (Киев. Наукова думка, 1977 г.) [5]. Что примечательно – в этой книге кроме самих докладов было опубликовано и обсуждение докладов, что реально не делается, и вряд ли будет делаться.

Мы уверены, что участники этого цикла школ (проф. В. Я. Александров, проф. Н. В. Лучник, проф. И.Н. Коваленко, проф. С. Г. Инге-Вечтомов и др.) с удовольствием помнили и помнят это путешествие в надежность биосистем на небольшом корабле под символическим названием «В. И. Вернадский» по Днепру (число участников 46 человек).

Вторая школа «Надежность клеток и тканей» состоялась в 1980 году, и собрала уже более 100 участников на живописном берегу Днепра в г.Каневе на Тарасовой горе. Гордимся, что в этой школе принимали участие такие замечательный ученые, как Б. Н. Тарусов, В. И. Корогодин и др. Материалы этой школы были также нами опубликованы книге «Надежность клеток и тканей» (Киев, Наукова думка, 1980 г.) [6]. В 1983 году Д. М. Гродзинский издал важную этапную книгу «Надежность растительных систем» [7].

Третья школа «Надежность и элементарные события процессов старения биологических объектов» состоялась в Чернигове в 1986 году. Интересно заметить, что закончилась эта школа 26 апреля 1986 года в день аварии на Чернобыльской АЭС. То есть тогда, когда и произошло это катастрофическое испытание надежности человечества и прочих биосистем.

Были изданы еще ряд важных книг: «Надежность и элементарные события процессов старения биологических объектов» (по материалам 4 школы, при участии академика НАНУ В. В. Фролькиса. Наукова думка, 1986 г.) [8], «Надежность и старение биологических систем» (Гродзинский Д. М., Кутлахмедов Ю. А., Кольтовер В. К., Войтенко В.П. Киев. Наукова думка 1988 г.) [9]. Таким образом, из Киева была запущена на орбиту науки важная тема и проблема надежности биологических систем.

Естественным продолжением будет подготовка и издание данного учебного пособия «Надежность биологических систем», которое, надеюсь, будет полезно для студентов, аспирантов и научных сотрудников.

1.1. Пути антропогенного воздействия на окружающую среду

1.1.1. Антропогенные воздействия на экосистемы

Антропогенные воздействия на экосистемы от разных технологий являются главными факторами влияния на биоту и на надежность биосистем. На интенсивность использования природных ресурсов и тесно связанное с ней состояние окружающей среды (ОС) объективно влияют две группы факторов: первая – научно-техническая революция (НТР) и ее проявления в технологиях, вторая – демографические факторы (рост численности населения, урбанизация). Обе группы факторов взаимно обусловлены. С одной стороны, достижения НТР реализуются людьми, одновременно являющимися творцами НТР. С другой стороны, достижения НТР влияют на рост численности народонаселения и снижения смертности. Принципиальная схема взаимодействия основных факторов в системе «общество – ОС» состоит (по В.Ф.Протасову и А.В.Молчанову, 1995 г.) из двух подсистем: социально-экономическая подсистема и природно-ресурсная подсистема [10].

В социально-экономической подсистеме анализируется влияние НТР на развитие и территориальное размещение производств с учетом демографии и урбанизации. В природно-ресурсной системе определяется влияние производств на количественное и тесно связанное с ним качественное истощение природных ресурсов разных видов. Количественное истощение связано с их высокими темпами расходования, а качественное – с поступлением в ОС (атмосфера, вода, почвенный и растительный покров) загрязнителей биосферы.

1.2. Антропогенные воздействия на атмосферу и среду обитания людей

Антропогенные воздействия на атмосферу и среду обитания людей подразделены по ряду категорий:

1. а) *Изменение ландшафтов и целостности природных комплексов;* б) *изъятие природных ресурсов;* в) *загрязнение ОС.*

2. *Материально-энергетическая природа воздействия:* механические, физические (тепловые, электромагнитные, радиационные, радиоактивные, акустические), физико-химические, химические, биологические факторы и агенты, их различные сочетания.

3. *Категории объектов воздействия:* природные ландшафтные комплексы; поверхность земли; почва; недра; растительность; животный мир; водные объекты; атмосфера; микросреда и микроклимат и другие.

4. *Количественные характеристики воздействия:* пространственные масштабы (глобальные, региональные, локальные), идентичность и множественность, сила воздействия и степень их опасности (интенсивность факторов и эффектов), характеристика типа «доза-эффект», пороговость, допустимость по нормативным экологическим и санитарно-гигиеническим критериям, степень риска и т.п.

5. *Временные параметры и различия воздействия по характеру наступающих изменений:* кратковременные и длительные, стойкие и нестойкие, прямые и опосредованные, обладающие выраженными и скрытыми следовыми эффектами, вызывающие цепные реакции, обратимые и необратимые и т.д.

С последними связано еще деление всех антропогенных изменений на преднамеренные и непреднамеренные, попутные, побочные (эффект «домино»).

Преднамеренные изменения: освоение земель под посевы или многолетние насаждения, сооружение водохранилищ, каналов и оросительных систем, строительство городов и предприятий, путей сообщения, рытье котлованов, разрезов, шахт и бурение скважин для добычи полезных ископаемых, осушение болот и т.д.

Непреднамеренные: загрязнение ОС, изменения газового состава атмосферы, изменение климата, кислотные дожди, ускорение коррозии

металлов, образование фотохимических туманов (смог), нарушение озонового слоя, развитие эрозионных процессов, наступление пустынь, экологические катастрофы в результате крупных аварий (Чернобыль, Фокусима-1)[11], обеднение видового разнообразия, развитие экологической патологии у населения и т.п. На первый план выступают непреднамеренные изменения по той причине, что они очень значительны и важны, а также и потому, что они хуже контролируются и чреваты непредвиденными эффектами.

1.3. Экологические кризисы и экологические революции [12]

Нерациональное природопользование является причиной экологических кризисов и катастроф. *Экологический кризис* – обратимое состояние в виде изменения равновесного состояния природных комплексов. Он характеризуется не столько воздействием человека на природу, сколько резким увеличением влияния измененной людьми природы на общественное развитие. В истории человечества известен ряд экологических кризисов, например:

а) относительное обеднение доступных примитивному человеку ресурсов промысла и собирательства (выжигание травы, перепромысел животных) (50-10 тыс. лет назад);

б) современный кризис глобального загрязнения в результате НТР.

Человек выступает при экологическом кризисе активной стороной. Вслед за экологическим кризисом следует революционное изменение во взаимоотношении природы и общества.

Экологическая революция – ответная реакция человечества на кризисное состояние системы «человек-биосфера». В предистории и истории человечества выделяют ряд экологических кризисов и революций:

1) Изменения среды обитания живых существ, вызванное возникновением прямоходящих антропоидов (предшественников человека).

2) Кризис относительного обеднения доступных примитивному человеку ресурсов промысла и собирательства (в результате чего возникло отсечное земледелие).

3) Первый антропогенный экологический кризис – массовое уничтожение (перепромысел) крупных животных (*кризис консументов*), связанный с последовавшей за ним *сельскохозяйственной экологической революцией*.

4) Экологический кризис засоления почв и деградация примитивного поливного земледелия, недостаточность его для растущего народонаселения Земли, что привело к преимущественному развитию неполивного земледелия.

5) Экологический кризис массового уничтожения и нехватки растительных ресурсов или «кризис *продуцентов*», связанный с общим бурным развитием производительных сил обществ, вызвавший широкое применение минеральных ресурсов, промышленную революцию, а в дальнейшем и НТР.

6) Современный кризис угрозы недопустимого глобального загрязнения, которому соответствует высший тип НТР – реутилизация продуктов и условное замыкание технологических циклов. Редуценты не успевают очищать от загрязнителей-«*кризис редуцентов*». С кризисом редуцентов почти одновременно возникают два других экологических напряжения: термодинамическое (тепловое) и снижение надежности экосистем. Они связаны с экологическими ограничениями производства энергии в нижней атмосфере и нарушением природного экологического равновесия.

1.3.1. Основные источники загрязнения ОС

1. Производство энергии.

Основой развития любого региона или отрасли экономики является энергетика. Темпы роста производства, его технический уровень, производительность труда, а в конечном итоге, уровень жизни людей в значительной степени определяется развитием энергетики. Основным источником энергии в разных странах является в настоящее время, и будет оставаться тепловая энергетика, получаемая от сгорания угля, торфа, нефти, газа, горячих сланцев. Так, в 2014 году в Украине было выработано 76928 тыс. т н. э. первичной энергии, общие поставки первичной энергии составили 106583 тыс. т., в том числе угля и торфа – 35576, природного газа – 33412, атомной энергии - 23191. Производство электроэнергии в 2014 году составило 1828145,4 млн. кВт.ч., в том числе тепловыми электростанциями – 83548,8 млн. кВт.ч., атомными электростанциями – 88389,1 млн. кВт.ч. Основными источниками загрязнения ОС в энергетике являются ТЭС. При сжигании твердого топлива на ТЭС и ТЭЦ образуется большое количество золы, диоксида серы, канцерогенов. Они загрязняют ОС и оказывают влияние на компоненты природы. Например, выброс SO_2 загрязняет атмосферу, вызывает кислотные дожди. Кислотные дожди, закисляют почву, тем самым снижая эффективность удобрений, изменяют кислотность вод, что сказывается на видовом разнообразии в биосфере и на наземной растительности. В целом же на энергетику по объему выброса в атмосферу приходится 43,8% общего выброса в атмосферу от всей экономической деятельности Украины [13]. В 2014 году объем выбросов веществ в атмосферный воздух равнялся 3190,4 тыс. тон, из них диоксида серы – 34,4 %, оксида углерода - 24,3 %, метана – 18,2 % [14]. В энергетике происходит также сброс загрязненных сточных вод. В 2014 году общий сброс сточных, шахтно-карьерных и коллекторно-дренажных вод в

поверхностные водные объекты составил 6354 млн м³, масса загрязняющих веществ в составе сточных вод составила 1629 тыс. тонн.

2. Металлургическая промышленность.

Значительным источником загрязнения атмосферного воздуха является перерабатывающая промышленность (30,4 % всех выбросов). При этом доля металлургии составляет 25,5% [13].

Черная и цветная металлургия относятся к самой загрязняющей ОС отрасли. Предприятия черной металлургии оказывают крайне негативное воздействие на состояние атмосферного воздуха таких крупных промышленных городов Украины, как Алчевск, Днепр, Донецк, Запорожье, Кривой Рог, Мариуполь [15].

Основными источниками образования и выбросов поллютантов в атмосферу являются следующие технологические процессы: подготовка сырья, производство кокса, доменное производство, производство стали, производство проката, производство глинозема и электролиз (в производстве алюминия). Доля неорганизованных выбросов в общем объеме выбросов металлургического предприятия достигает 10-26% [15]. К основным загрязнителям воздуха металлургического производства относятся пыль, оксид углерода, сернистые соединения, оксиды азота.

Металлургическое производство также характеризуется высоким водопотреблением и образованием сточных вод.

Сброс загрязненных сточных вод в 2014 г достигал 6354 млн. м³, в том числе в Днепропетровской области – 1123 млн. м³, Донецкой – 914 млн. м³, Запорожской – 807 млн. м³. Практически все поверхностные источники воды Украины интенсивно загрязняются из-за низкого качества очистки сточных вод [14].

3. Химическая, нефтехимическая и целлюлозно-бумажная промышленность.

Эти технологии относятся к основным загрязнителям воздушного бассейна (углекислый газ, окись углерода, сернистый газ, углеводороды, соединения азота, хлора, мышьяка, ртути и т.д.), воды и почвы (нефть и продукты нефтехимии, фенолы и другие ядовитые вещества, сульфитные сточные воды бумажно-целлюлозной промышленности).

В 2014 году выбросы загрязняющих веществ предприятиями химической промышленности Украины составили 17,7 тыс. т, производствами кокса и продуктов нефтепереработки – 43,8 тыс.т. В целом в 2014 году объемы выбросов предприятиями перерабатывающей промышленности составили 968,7 тыс.т загрязняющих веществ [13].

Предприятия химической, нефтехимической и целлюлозно-бумажной промышленности являются источниками загрязнения подземных вод металлами, метанолом, фенолом в концентрациях, достигающих нередко ПДК в ближних зонах вокруг предприятий. Особая проблема -

развитие производства синтетических продуктов, которые не разлагаются редуцентами, или разлагаются очень медленно.

4. Транспортно-дорожный комплекс и связь

Негативная роль транспортно-дорожного комплекса по ухудшению качества ОС в последние годы постоянно возрастает. В 2014 году по данным Госкомстата [14] выбросы от передвижных источников загрязнения атмосферного воздуха составили 1996,2 тыс. т, что составило более 37% от всех выбросов, в том числе выбросы оксидов азота составили 253,3 тыс.т (или 48 % от суммарных выбросов этих веществ). Среди опасных компонентов выбросов передвижных источников выбросов – оксид углерода (около 75 %), оксиды азота (12 %), летучие органические соединения (около 11 %), сернистый ангидрид, сажа (по 1 %). Больше всего выбросов составляют выбросы автомобильного транспорта – более 90 %. Выбросы производственной техники составляют около 7%, железнодорожного транспорта – около 2 %, авиационного – 0,6 % , водного транспорта – 0,3 % [14].

Более 200 наименований вредных поллютантов, в том числе канцерогенных, содержат отработанные газы двигателей внутреннего сгорания. Нефтепродукты, продукты износа шин и тормозных накладок, сыпучие и пылящие грузы, хлориды, используемые в качестве антиобледенителей дорожных покрытий, загрязняют придорожные полосы и водные объекты.

Кроме выбросов в атмосферный воздух авиационный транспорт является существенным источником шумового воздействия. Из-за высокого уровня шума проблемы возникают для прилегающих к аэропортам территорий жилой застройки. Это связано, прежде всего, с расширением географии аэропортов, а также с возросшей интенсивностью авиaperевозок.

Особое значение имеют аварии в авиации и в аэропортах, которые происходят регулярно и с серьезными последствиями из-за гибели людей и загрязнения ОС. В Институте экологической безопасности национального авиационного университета под руководством проф. Ю. А. Кутлахмедова создана лаборатория «Проблемы надежности экосистем в зоне влияния авиатехнологий», которая призвана заниматься именно этими проблемами.

Загрязнение ОС водным транспортом, прежде всего, связано с функционированием морских и речных портов, особенно деятельностью, связанной с грузоперевозками, складированием грузов на территории портов, стоянками транспортных средств в портах.

Негативным образом, на здоровье людей сказывается возрастание *общего электромагнитного фона*, особенно в крупных городах. Основными источниками электромагнитных полей являются радиотехнические объекты, телевизионные и радиолокационные станции, мобильная связь, термические цеха, высоковольтные линии электропередач.

5. Жилищно-коммунальное хозяйство (ЖКХ)

Объекты жилищно-коммунального хозяйства являются существенными источниками загрязнения воды. Особенно проблема обострилась в последнее время в связи с увеличением использования в быту широкого спектра химических средств.

Наибольшие объемы сброса загрязненных сточных вод в ЖКХ приходится на водопроводные и канализационные предприятия. Выбросы в атмосферный воздух связаны, прежде всего, с функционированием коммунальных котельных.

В конце XX – в начале XXI вв. человечество столкнулось со все возрастающей проблемой – загрязнением природной среды *бытовым мусором*. Для того, чтобы в природной среде разложилась бумага, требуется от 2 до 10 лет, консервная банка – более 90 лет, стекло и пластмасса – более 1000 лет. Развитие населенных пунктов в Украине и промышленных центров, где на ограниченных территориях образуется значительный объем твердых бытовых отходов (ТБО) и близких к ним отходов торговых и бытовых предприятий, превратили поведение с ними в одну из наиболее острых хозяйственных и природоохранных проблем. Повышение уровня жизни, развитие индустриализации и урбанизация общества неустанно ведут к обострению этой проблемы.

На современном этапе в Украине образовалось около 53 млн.м³ твердых бытовых отходов. При этом услугами по сбору ТБО охвачено только 75 % населения страны. Основная масса ТБО размещается на полигонах и свалках, количество которых достигает 4,5 тысячи общей площадью около 7,8 тыс. га. Отсутствие организованного сбора бытового мусора приводит к образованию большого количества несанкционированных свалок, особенно в сельской местности. При этом во всех экономически развитых странах ТБО давно уже рассматриваются как ценный источник вторичного сырья [13].

6. Сельское и лесное хозяйство.

Производственная деятельность в сельском хозяйстве наиболее тесно связана с природной средой, так как она протекает непосредственно в природе. Механизация и химизация сельского хозяйства сопровождается загрязнением выхлопными газами атмосферного воздуха, загрязнением маслами, бензином дорог. Минеральные удобрения, особенно азотные и фосфорные, а также химические средства защиты растений (пестициды, гербициды) загрязняют почвы, воду, а в результате способны нанести вред здоровью людей.

В 2014 году под выращивание продуктов сельского хозяйства было использовано 18,0 млн. га земель, было внесено 1469,0 тыс. т минеральных удобрений, при этом органических удобрений было внесено всего 9,86 млн т, что с расчета на 1 га посевной площади составило всего 0,5 тонны.

Площадь, удобренная органическими удобрениями, составила 404,8 тыс. га (2,2%).

Нерациональное землепользование вызывает эрозию почвы, а нерациональное ведение лесного хозяйства ведет к обезлесению, вызывающее в свою очередь изменения в растительном и животном мире, нередко приводящее к исчезновению некоторых видов растений и животных.

7. Военно-промышленный комплекс (ВПК).

ВПК относится к одному из основных природопользователей, влияние которого обладает большой разрушительной силой. На ОС деятельность ВПК негативно отражается не только во время войн, но и в мирное время. Современная армия требует все возрастающего пространства для своего функционирования. Размеры территории и степень воздействия на ОС многократно увеличиваются во время маневров и учений. Дислокация такой военной мощи вызывает на обширной территории значительную деградацию ОС.

Значительное загрязнение воздуха и земли происходит в процессе производства, испытаний и хранения обычного, химического, биологического и ядерного оружия.

Потери от химического оружия в первой мировой войне были огромны. В результате применения боевых отравляющих веществ (БОВ) получили поражение 1,3 млн. человек, из них более 100 тыс. со смертельным исходом. С 30-годов XX века крупнейшие державы усиленно начинают работу над созданием новых БОВ (табун, зарин, заман, V- газы, фосфорные газы). Они были в арсеналах Германии. После второй мировой войны 80% этих БОВ были затоплены в Балтийском, Северном и Белом морях. В Балтийском море СССР затопил 35 тыс. тонн БОВ (в основном на глубинах около 100 м). Это составило 13% от всех трофейных немецких боеприпасов. Американцы и англичане в Балтийском море захоронили около 200 тыс. тонн БОВ.

Особенно опасны для ОС войны. С 1496 г по 1861 г. люди жили в мире только 227 лет. В период с 1900 по 1938 гг. произошло 24 войны, а с 1946 по 1979 гг. – 130 войн.

Главное последствие ядерной войны - это глобальное разрушение ОС и социально-экономических структур человечества, исключающее возврат к предвоенному состоянию.

Речь идет о «ядерной зиме» - прежде всего за счет охлаждения воздуха. Все живое, что не погибнет, замерзнет. Для неотвратимой беды достаточно 1% ядерного потенциала (100 боеголовок, равно 5000 Хиросим) [16].

Математическое моделирование ситуации «Ядерная зима» учеными СССР и США помогло избежать ядерной катастрофы и запрещению испытаний ядерного оружия в трех средах (на поверхности земли, воды и в воздухе) [17].

Мировому океану грозит загрязнение радиоактивными отходами (РАО). По оценкам специалистов с 1961 по 1990 г. с явными нарушениями требований МАГАТЭ и лондонской конвенции, по мораторию на захоронение РАО в морях, было затоплено в открытых районах Баренцова моря и в мелких заливах Карского моря более 12 тыс. контейнеров с РАО. Особенно это касается архипелага -Новая земля.

Опасным загрязнителем ОС является ракетно-космическая техника. В 2016 г. в мире было осуществлено 85 запусков ракет-носителей.

8. Экологические ситуации.

Экологическая ситуация – это локальное или региональные ухудшение состояния ОС, например, загрязнение вод, воздуха, деградации почв и т.д., рассматриваемое, как общественно неоправданное и опасное.

Особую опасность для ОС создали аварии на Чернобыльской АЭС (Украина) и на Фукусиме-1 (Япония), в также авария в Челябинске (ВУРС – Восточно-Уральский радиоактивный след) [18].

В таблице 1.1. представлены сравнительные данные о трех главных ядерных авариях в мире. По международной шкале аварий на АЭС (ИНИС) Кыштымская авария имеет высокий индекс, равный 6, а Чернобыльская авария и авария на Фукусиме-1 имеют наивысший индекс опасности - 7. Они сопровождались огромными объемами выбросов от 10^{16} до 10^{18} Бк в основном ^{90}Sr и ^{137}Cs .

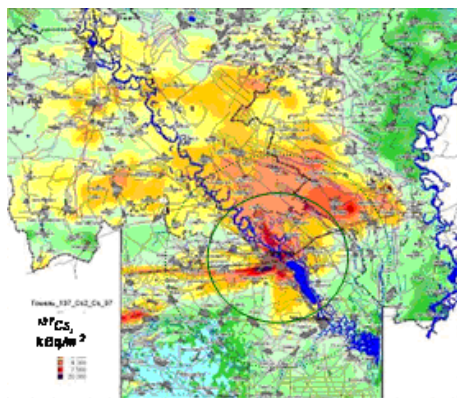
Таблица 1.1. Общие и отличительные черты главных радиационных аварий

Показатели	НВО «Маяк» (г. Кыштым)	Чернобыльская АЭС	АЭС «Фукусима-1»
Место аварии	СССР, Челябин- ская область	УССР, Киевская область	Япония, г. Фукусима
Год	1957	1986	2011
Время года, дата	Осень, 29 сентября	Весна, 26 апреля	Весна, 11 марта
Часть света	Азия	Европа	Азия
Широта (северная), градусы	55,5	51,5	38
Географическая зона	Лесная	Лесная	Лесная
Экономика	Земледелие, лесное хозяйство	Земледелие, лесное хозяйство	Земледелие, лесное хозяйство
Аварийный объект	Хранилище РАО	АЭС	АЭС
Объем выброса, Бк	$7,4 \cdot 10^{16}$	$5,3 \cdot 10^{18}$	$1,4 \cdot 10^{18}$
Индекс INIS	6	7	7

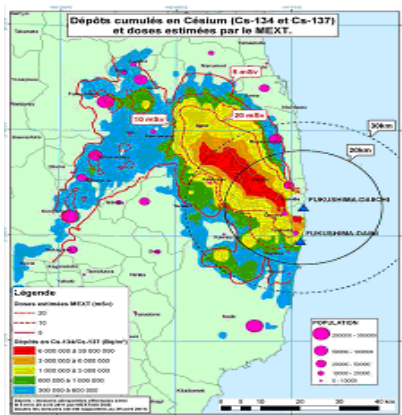
Долгоживущие радионуклиды	^{90}Sr	^{137}Cs , ^{90}Sr	^{137}Cs
Физико-химическое состояние радионуклидов	Гидрозоль, аэрозоль	Аэрозоль	Аэрозоль
Загрязненная территория, тыс. км ²	23	153,5	55(без учета океана)
Направление ветра в момент аварии	Северо-восточный	Северо-западный	Северо-западный
Пораженные грунты	Вещелаченный чернозем, серые лесные	Дерново-подзолистые, торфяно-болотные	Бурые лесные

Регион Чернобыльской аварии охватил огромную площадь. Только ограниченная изолинией плотности загрязнения 37 кБк / м² (1 Ки/км²) по ^{137}Cs занимает свыше 150 тыс. км², что составило 4 % территории бывшего СССР, на которой расположились сельскохозяйственные угодья, леса, разветвленная система рек и озер, около 6 тыс. населенных пунктов, в которых проживало свыше 6 млн. человек.

На рис 1.1 представлены сравнительные карты двух наибольших аварий в Чернобыле и на Фокусиме-1. Авария на Фокусиме-1 имеет относительно малую площадь радионуклидного загрязнения (Чернобыль поразил 153 тыс. км² и 55 тыс. км² было поражено при аварии на Фокусиме-1). Основная площадь загрязнения после аварии на Фокусиме-1 приходится на территорию Тихого океана.



Чернобыль



Фокусима-1

Рис. 1.1. Сравнительные карты двух наибольших аварий в Чернобыле и на Фокусиме-1

Кыштымская авария образует собой узкий Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) (рис 1.2).

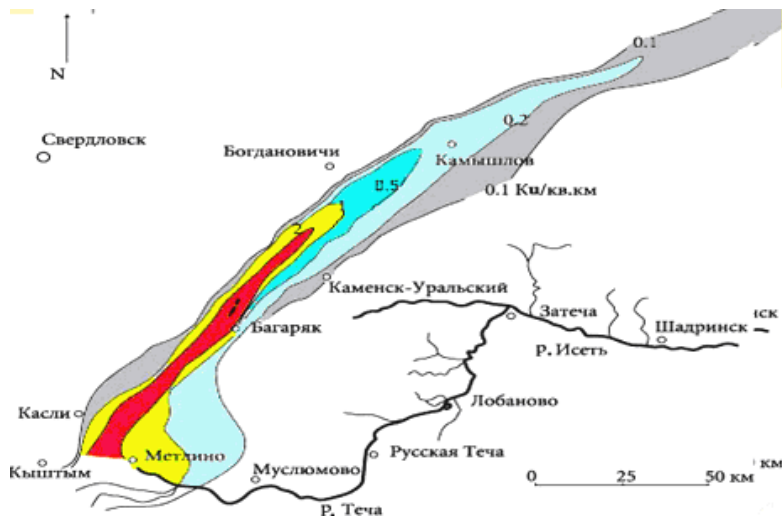


Рис. 1.2. Карта-схема Восточно-Уральского радиоактивного следа Кыштымской аварии (ВУРС)

На рис 1.3 представлен вид АЭС Фокусима до аварии.

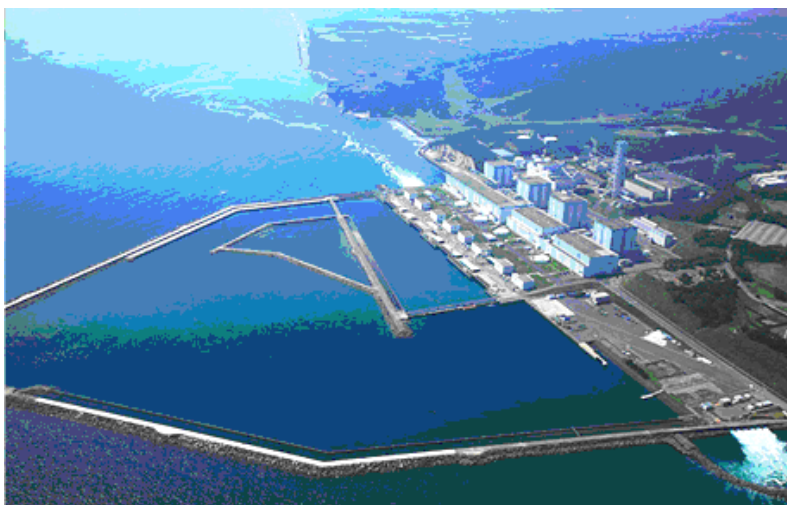


Рис. 1.3. Вид АЭС Фокусима до аварии

После аварии на территории АЭС Фокусимы возник пожар (рис 1.4).



Рис. 1.4. Территория АЭС Фокусима-1 после аварии

Вид аварийных блоков на ЧАЭС и Фокусиме-1 весьма похожи друг на друга (рис 1.5).



АЭС Фукусима-1-17 марта 2011 г.слева по диагонали блоки 4, 3, 2,



Чернобыльская АЭС 28 апреля 1986 г.

Рис. 1.5. Вид аварийных блоков на ЧАЭС и Фокусиме-1

В 1988 году на ЧАЭС была проведена самая крупная контрмера – захоронение «Рыжего леса» (рис. 1.6), где после аварии уровень дозы превышал 1-10 Гр/час [19].



Рис. 1.6. Вид на «Рыжий лес» с борта вертолета (1986 г.)

Поэтому и возникла настоятельная необходимость захоронения «Рыжего леса» (рис 1.7).



Рис. 1.7. Территория «Рыжего леса» после захоронения (1988 г).

«Рыжий лес» был завален с помощью танков и бульдозеров и засыпан 2-3 метровым слоем песка (рис 1.8) и уложен на глиняную подстилку. На периферии бывшего «Рыжего леса» до сих пор сохраняется высокий уровень радиационного фона – 1-5 мЗв /час.



Рис. 1.8. Площадка бывшего «Рыжего леса» после захоронения

9. Применение аналитической ГИС технологии для оценки распределения и перераспределения радионуклидов, выпавших на территорию Украины после аварии на Чернобыльской АЭС [19].

Используя параметры, которые влияют на перераспределение радионуклидов в ландшафте (заказник «Лесники» , Конча-заспа возле Киева), нами построены карты исходного равномерного загрязнения ландшафта ^{137}Cs (слева), и карта перераспределения радионуклидов исходя из параметров, через 10 лет после аварии (справа) (рис. 1.9-1.10). Видно, что тут ожидается заметное перераспределение поллютанта в исследованном ландшафте.

Этот процесс усиливается (рис. 1.11) через 20 лет оценки (слева), а через 30 лет (рис 1.12) после аварии Прогнозная карта (справа) показывает остро выраженное концентрирование радионуклидов в зонах понижения ландшафта (более темная красная краска), конкретно это болото.

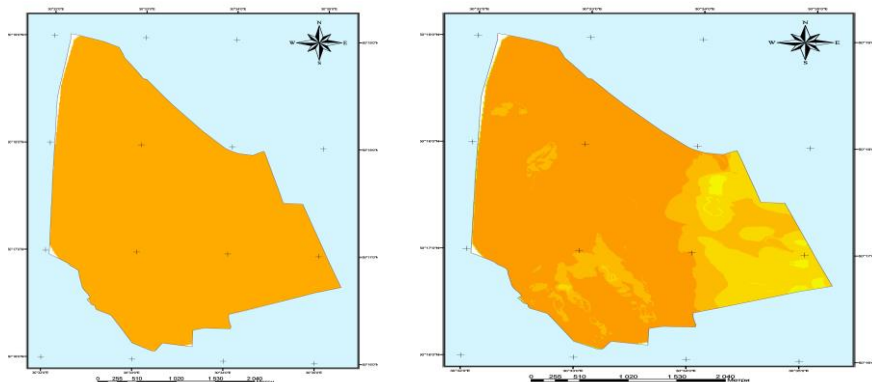


Рис. 1.9-1.10. Равномерное распределение радионуклидов ^{137}Cs (1 Ки/км²) на исследованном полигоне (исходное состояние — слева) и перераспределение радионуклидов через 10 лет после аварии (справа).

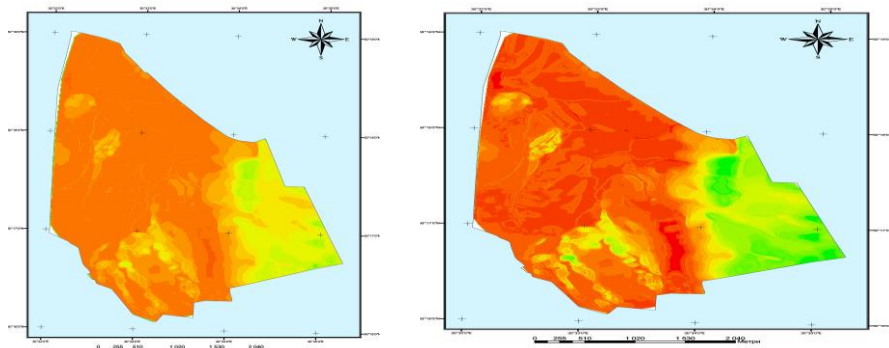


Рис. 1.11-1.12. Перераспределение радионуклидов через 20 лет после аварии (слева) и через 30 лет после аварии (справа).

Кроме оценочных и прогнозных карт (см. рис. 1.9-1.12) разработана методика, которая дает возможность проводить реконструкцию процесса загрязнения территории, дозовых нагрузок, а также, по результатам точечных замеров, полученных в полевых условиях, реализовывать экстраполяцию показателей загрязнения на весь район исследований и в их временной динамике. Использование аналитической ГИС (варианта, разработанного нами) будет весьма важно и эвристично при решении задач современной экологии и в изучении проблем надежности биологических систем, опираясь на широко разработанный и разветвленный математический аппарат теории надежности.

Задачи и упражнения к 1 части книги.

1. Где и зачем возникла теория надежности сложных систем?
2. Зачем понадобилась организация комиссии «проблемы надежности биосистем»?
3. По приложению 1, назовите основные типы отказов в сложных системах.
4. Приведите формулы расчета надежности последовательных и параллельных систем.
5. Проведите классификацию антропогенных воздействий на ОС.
6. Что такое преднамеренные и непреднамеренные воздействия на ОС ?
7. Какие в предистории человечества выделяют экологические кризисы и революции?
8. В чем опасность для ОС влияния энергетики?
9. Какие поллютанты характерны для химической промышленности?
10. Какова роль ЖКХ в загрязнении ОС?
11. Особенности влияния авиационной технологии на ОС.
12. Какие факторы в авиационной технологии наиболее опасны для ОС?
13. Опишите основные черты больших радиационных аварий.
14. В чем смысл и возможности применения аналитической ГИС технологии в современной экологии?

Литература к 1 части .

1. Б.А.Козлов, И.А.Ушаков. Справочник по расчету надежности аппаратуры Радиоэлектроники и автоматики. М. Сов.радио. 1975 г. 472с
2. В.А.Дмитриев. Надежность технических систем. Конспект лекций. Самара, 2008 г,
3. Нейман Дж.фон. Вероятностная логика и синтез надежных организмов из ненадежных компонент. В кн. Автоматы. М. Из-во иностранной литературы 1956 г. С.68-139.)
4. Э.А.Асратян, П.В.Симонов .Надежность мозга. Из-во АН СССР, 1962 г. 136 с.
5. Системы надежности клетки. Киев. Наукова думка, 1977 г, 206 с.
6. Надежность клеток и тканей .Киев, Наукова думка, 1980 г, 312 с.
7. Д.М.Гродзинский «Надежность растительных систем» 1983, 380 с.
8. Надежность и элементарные события процессов старения биологических объектов. Сборник научных трудов, 1986 году. 208 с.
9. Д.М.Гродзинский, Ю.А.Кутлахмедов, В.К, Кольтовер, В.П. Войтенко Надежность и старение биологических систем . Киев. Наукова думка 1988 г.
10. В.Ф.Протасов, А.В.Молчанов. Экология. Здоровье и природопользование в России, М. Финансы и статистика, 1995 г.
11. Чернобыльская катастрофа. Киев. Наукова думка, 1995 г.

12. А.С. Степановских. Прикладная экология. Охрана окружающей среды. М. Юнпиту-дана. 2003 г.
13. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. – К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. – 2016. – 350 с.
14. Державна служба статистики України. Статистична інформація. Навколишнє середовище. Електронне видання. Режим доступу www.ukrstat.gov.ua/jperativ/oper_new.html.
15. Ф.Б. Стольберг. Экология города: Учебник. – К.: Либра, 2000. – 464 с.
16. Барри Питток, Томас Акермен, Пауль Крутцен, М. Мак-Кракен, Чарльз Шапиро, Ричард Турко. Последствия ядерной войны. Физические и атмосферные эффекты. М., Мир, 1988 г.
17. Н.Н. Моисеев. Человек и биосфера. М. Молодая гвардия. 1990 г.
18. Алексахин Р. М. Ядерная энергия и биосфера. — М.: Энергоатомиздат, 1982. — 215 с.
19. Ю.А. Кутлахмедов . Дорога к теоретической радиоэкологии. К. Фитосоциоцентр, Киев, 2015 г, 360 с.

ЧАСТЬ 2. РАДИОЕМКОСТЬ В ОЦЕНКЕ НАДЕЖНОСТИ БИОСИСТЕМ

2.1. Основы теории надежности биосистем и ее применение в радиобиологии и экологии

2.1.1. Принципы анализа и основные понятия надежности биологических систем

Биологические объекты обладают очень высокой степенью надежности, которая значительно превышает надежность любых технических систем. Это можно отразить, прежде всего, в сроке существования биологических систем, который значительно превышает срок безотказного существования технических систем. В качестве определения понятия «надежность» биосистем можно предложить следующее: надежность – фундаментальное свойство биологических объектов, определяющее их эффективное существование и функционирование в случайно варьирующих условиях среды и во времени. Мерой надежности есть вероятность безотказного существования системы, которая может изменяться от 0 до 1 [1, 2].

Биологические системы имеют множество функций, среди которых можно выделить главную функцию биологического объекта, определяющая его жизнеспособность. Под влиянием различных условий в биологической системе могут происходить отказы по любой из основных функций.

В математической теории надежности систем выделяют два основных типа систем [3]. (Подробно теория надежности сложных систем изложена в приложении -1). Пусть надежность отдельного элемента системы определяется через вероятность P_i безотказного существования элемента. Первый, простой тип системы, составленной из нескольких элементов, – это система последовательного типа. Простейший пример такой системы – однопроводная елочная гирлянда. Она не работает, если отказывает хотя бы одна лампочка. Математически надежность такой последовательной системы, состоящей из n элементов, определяется по формуле умножения вероятностей следующим образом:

$$P_{\text{пос.}} = \prod_{s=0}^n (P_i) \quad (2.1)$$

Понятно, что такая последовательная система обладает очень низкой надежностью, поскольку отказ хотя бы одного элемента приводит к отказу (сбою работы) всей системы. Даже высокая надежность элементов P_i не способна обеспечить высокую надежность такой системы.

Еще один тип систем – системы параллельного типа. Системы этого типа могут отказывать только тогда, когда все рабочие элементы системы будут в состоянии отказа. По этой схеме работают практически все электрические сети в домах и в промышленности. Если вероятность отказа одного из элементов составляет P_i , то вероятность безотказного существования составляет $1 - P_i$. В параллельной схеме все элементы работают независимо. Поэтому по формуле умножения вероятностей возможность отказа всех n элементов составляет:

$$P_{\text{отказ,пар.}} = \prod_{i=0}^n (1 - P_i). \quad (2.2)$$

Тогда вероятность безотказного существования параллельной системы определяется:

$$P_{\text{.пар.}} = 1 - \prod_{i=0}^n (1 - P_i). \quad (2.3)$$

Очевидно, система, построенная по параллельной схеме, будет высоконадежной, даже если надежность ее отдельных элементов незначительна. Свойство параллельной системы лежит в основе метода резервирования и часто используется при создании высоконадежных технических систем и, конечно, лежит в основе структуры надежности существующих биологических систем.

Надежность сложной высоконадежной системы может обеспечиваться или использованием очень высоконадежных элементов, и/или специальными системами обеспечения надежности, а именно: эффективными системами восстановления и/или системами резервирования. В целом, биологические системы, которые прошли многовековой отбор и влияние постоянно изменяющихся условий существования, можно (по определению Дж. Фон Неймана) [1] рассматривать как высоконадежные системы, построенные из малонадежных элементов. Невысокая надежность биологических элементов – молекул, клеток – определяется непродолжительным сроком их существования (молекулы, как правило, существуют минуты, часы или годы, а клетки – часы, сутки или годы). Поэтому, принимая мерой надежности среднее время безотказного существования, можно сказать, что надежность биологических элементов (клеток, молекул), как правило, значительно ниже надежности самой биологической системы, которая из них построена. Из этого следует, что высокая надежность биологических объектов не может полностью определяться надежностью составляющих элементов, а полностью зависит от эффективности работы систем восстановления и резервирования.

В теории надежности восстановление определяется как «ремонт» или «замена» отказавшего элемента, на рабочий. Еще одним методом обеспечения надежности системы есть введение в неё избыточных или резервных элементов.

Структурное резервирование – введение в систему резервных элементов или подсистем, находящихся в разных режимах функционирования (рис. 2.1): в нерабочем (холодном), минимально рабочем (теплом) и рабочем (горячем) состояниях.

В зависимости от режима работы с той или иной скоростью резервные элементы начинают функционировать вместо отказавших элементов. Отказавшие элементы поступают в систему восстановления [4].

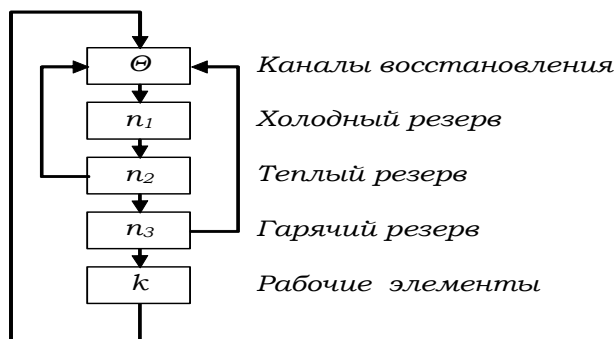


Рис 2.1. График структуры высоконадежной системы

Кроме структурного резервирования существуют и другие типы резервирования, представленные в биологических системах.

Временное резервирование – метод повышения надежности систем с использованием избытка времени, когда элементы, в частности, способны надежно функционировать больше времени, чем это необходимо для системы.

Информационное резервирование – использование избыточной информации.

Функциональное резервирование – использование способности элементов выполнять дополнительные функции.

В целом следует сказать, что надежность технической системы можно определить на уровне проектирования путем создания удачной системы, оптимально использующей различные типы восстановления и резервирования. В этом случае схемы выбирают таким образом, чтобы элементы длительного использования восстанавливались, а короткого – были зарезервированы. Что же касается биологических систем, главной

проблемой при анализе их надежности есть то, что структура и способы обеспечения их надежности изучены мало. Применение и развитие теории надежности биологических систем создают возможность с достаточной эвристичностью изучать структуру биосистем и способы обеспечения высокой надежности, заложенные в данной структуре.

Важное отличие биологических систем, от технических состоит в том, что в технике можно спрогнозировать все внешние факторы, и систему можно испытать на надежность по отношению к любому из факторов. В случае биологических систем множественное действие внешних факторов, которые вызывают отказы, не могут быть строго спрогнозированны.

2.1.2. Иерархические системы в биологии

По своей структуре биологическая система является четко иерархической, что отображается в ее надежности. Рассматривая простейшую иерархическую систему, состоящую из n уровней (рис. 2.2), видно, что система с таким типом организации структуры заметно надежнее, чем другие типы структур (например, автономный). Рассматривая граф иерархической системы можно проследить за судьбой отказа, который возник на нижнем уровне иерархии данной системы.

Допустим, что вероятность отказа элементов нижнего уровня P_1 . Тогда вероятность формирования от него отказа на втором уровне иерархии будет составлять величину $P_2 \leq P_1$, которая зависит от способа, по которому элементы $a_1, a_2, a_3, \dots$ формируют элементы $b_1, b_2, b_3, \dots$, то есть определяется надежностью элементов b_i , построенных из элементов a_i .

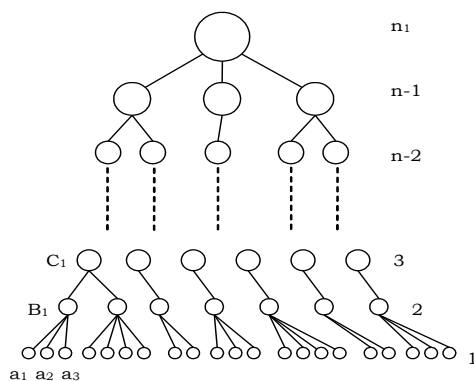


Рис 2.2. Граф простейшей иерархической системы на n – уровнях.

Практически это обозначает, что с ростом уровня иерархии может возрастать надежность элементов на высших уровнях. Особо это важно для параллельного способа построения элементов. Иначе говоря, чем больше уровней иерархии и элементов на этих уровнях, образующих биосистему, тем выше ее надежность. А при заданном уровне надежности биосистемы, тем ниже требования к надежности элементов, находящихся на нижних уровнях иерархии. Эта особенность позволяет строить высоконадежные системы из малонадежных элементов. Исходя из иерархического принципа, можно сделать вывод о том, что чем ниже уровень иерархии, на котором происходит отказ, тем выше надежность биосистемы. При возникновении повреждений элементов высоких уровней иерархии надежность биосистемы заметно снижается вследствие потери преимуществ иерархической системы [2].

Принцип иерархичности в реализации, например, репродуктивной функции детально проанализирован, как «принцип эстафеты», по которому создание сложных элементов, построенных из большого количества идентичных структур, реализуется путем передачи репродуктивной функции только одной из вновь созданных структур. Каждый биологический объект или система занимает определенное место в иерархии ниже- и вышележащих уровней биологической организации (рис. 2.3) [5].

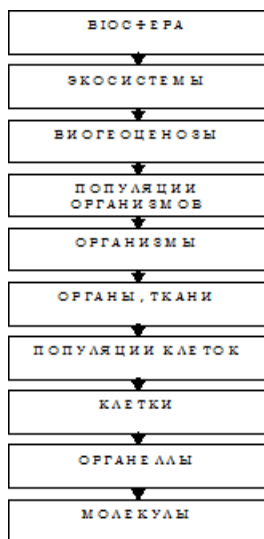


Рис 2.3. Иерархическая структура биологических систем от молекул до биосферы [4]

2.1.3. Концепция надежности в радиобиологии многоклеточных систем [2].

Многоклеточные организмы представляют собой многоуровневую иерархическую структуру: клетка – субпопуляция клеток – ткань – орган – организм – популяция организмов – и т. д. Для каждого уровня интеграции характерны свои функции, а в радиобиологии – свои критерии-меры выживаемости. На уровне клеток радиобиологический эффект можно определять по инактивации клеток (формы инактивации – гибель клеток после разного числа делений) для пролиферирующих клеток, для соматических клеток – потеря функциональной активности и т.п. Эффект на уровне субпопуляции клеток может определяться по-разному. Так, жизнеспособность организованной субпопуляции клеток может быть обеспечена тем, что сохранится жизнеспособность у нескольких из исходного числа клеток, и эти клетки смогут обеспечить функцию всей субпопуляции. Для других субпопуляций клеток их жизнеспособность может быть обеспечена тем, что из выживших клеток в процессе делений сформируется достаточно большое число жизнеспособных клеток, и это приведет к выживанию субпопуляции.

На этих примерах отчетливо видна самая важная особенность многоклеточных организмов по сравнению с одноклеточными. Для одноклеточного организма все клетки после облучения либо выживают и образуют макроклонии, либо гибнут. В системе многоклеточного организма клетки, погибшие по разным формам инактивации и выжившие в разных «формах выживания» (например, сальтанты дрожжевых клеток) с образованием множества клеток с различными нелетальными эффектами от действия радиации, так или иначе, участвуют в формировании реакции многоклеточных систем на облучение. Вопрос о радиобиологических особенностях многоклеточных систем сводится к вопросу о том, как это разнообразие типов клеток проявляет себя в радиобиологической реакции субпопуляции клеток, ткани, органа и организма в целом. Четкого ответа на этот вопрос пока нет. Поэтому для решения этих вопросов можно и нужно использовать идеи и методы теории надежности биологических систем, которые находятся в активном развитии.

Рассмотрим на конкретных моделях оценку выживаемости-надежности биосистем от клетки до экосистем.

2.2. Введение в проблему надежности биосистем через модели надежности в радиобиологических реакциях.

2.2.1. Проблемы надежности в иерархической структуре биосистемы от клетки до экосистемы.

Рассмотрим проблемы надежности *на клеточном уровне*.

Вероятность выживания (надежность клетки) может определяться следующим известным выражением (по модели Нормана-Этвуда) [5]:

$$P_k = 1 - (1 - \exp(-vD))^m \approx m \exp(-vD),$$

где v – эффективный объем мишени клетки, D – доза облучения, m – экстраполяционное число (число мишеней). Вероятность выживания субпопуляции из k может быть оценено приближенно. Приближение достигается путем разложения в ряд по параллельному механизму (в соответствии с формулой 2.3):

$$P_k(cub) = 1 - (1 - m \exp(-vD))^k \approx k m \exp(-vD),$$

то есть, экстраполяционное число такой дозовой кривой вместо m (как в модели Нормана-Этвуда) будет равно $k m$. Аналогичное выражение может быть записано для субпопуляций клеток разного размера k_i .

На уровне популяции клеток:

Рассмотрим случай популяции клеток, состоящей из ряда субпопуляций клеток разного размера- k_i (прототип меристема ряски), когда субпопуляции клеток зачатков функционируют независимо по параллельной схеме. Надежность такой популяции клеток (например, такого органа, как меристемы корней растений) можно описать следующим выражением:

$$P_{\text{популяции}} = 1 - (1 - k_1 m \exp(-vD))(1 - k_2 m \exp(-vD)) \dots (1 - k_n m \exp(-vD)) \approx k_1 k_2 \dots k_n m \exp(-vD).$$

При больших дозах это выражение можно упростить. Так как такая формула будет заметно больше -1, то ее необходимо пронормировать, поделив на n – число субпопуляций. То есть, при малых уровнях выживания отдельных субпопуляций выживаемость меристемы может быть рассчитана в виде:

$$P_{\text{популяции}} = \left(\sum_{i=1}^n k_i m \exp(-vD) \right) / n = \left(\sum_{i=1}^n P_{k_i}(cub) \right) / n.$$

С ростом дозы облучения, сначала будут погибать самые малые субпопуляции клеток, затем все более крупные субпопуляции. В силу ступенчатого характера кривых выживания субпопуляций, дозовая кривая выживаемости популяции клеток приобретет характер многоступенчатой лестницы, от 1 до 0. (Далее это будет представлено в данных реальных экспериментов)

Органный уровень:

Если популяции образуют орган по параллельной схеме надежности (например, печень животных) то:

$$P_{\text{органа}} = 1 - \left(1 - \left(\prod_{i=1}^{n_1} k_i \right) m_1 \exp(v_1 D) \right) \left(1 - \left(\prod_{i=1}^{n_2} g_i \right) m_2 \exp(v_2 D) \right) \dots$$

Если популяции образуют орган по последовательной схеме(прототип система кроветворения у животных), то надежность органа будет определяться как произведение:

$$P_{\text{органа}} = \left(1 - \left(\prod_{i=1}^{n_1} k_i \right) m_1 \exp(v_1 D) \right) \left(1 - \left(\prod_{i=1}^{n_2} g_i \right) m_2 \exp(v_2 D) \right) \dots$$

Уровень организма:

Если организм образует последовательная система органов (например, ряску можно рассматривать как систему меристемы и щитка), то его надежность определяется следующим образом:

$$P_{\text{организма}} = P_{\text{органа1}} \cdot P_{\text{органа2}} \dots$$

Тут реализуется принцип «матрешки». Если организм состоит из отдельных органов, работающих по параллельной схеме то его модель надежности следующая:

$$P_{\text{организма}} = 1 - (1 - P_{\text{органа1}})(1 - P_{\text{органа2}}) \dots$$

На уровне популяции организмов:

Для популяции организмов при их независимом размножении и существовании модель быть следующая:

$$P_{\text{популяцияорганизмов}} = 1 - (1 - P_{\text{организма}})^R \approx R P_{\text{организма}}$$

Дозовая зависимость при больших дозах облучения будет иметь пороговый характер.

На уровне экосистемы:

Если экосистема включает нескольких видов (например, несколько видов ряски: Лемна, Спиродела. Трясулька), которые не образуют трофических связей и не конкурируют между собой, то модель надежности может быть представлена в виде: $P_{\text{экосистемы}} = 1 - (1 - P_1 \text{ организма})^R \cdot (1 - P_2 \text{ организма})^N (1 - P_3 \text{ организма})^M$.

При больших дозах облучение дозовая зависимость будет равна приближенно $P_{\text{экосистемы}} = 1 - (1 - R \cdot P_1 \text{ организма}) \cdot (1 - N \cdot P_2 \text{ организма}) (1 - M \cdot P_3 \text{ организма})$

Если виды образуют трофическую цепь, то надежность экосистемы представляется как произведение величин надежности, соответствующих популяций:

$$P_{\text{экосистемы}} = P_1 \text{ организм} \cdot P_2 \text{ организм} \cdot P_3 \text{ организм}$$

Если в трофической цепи среди продуцентов, консументов и редуцентов нет дублеров, то такая экосистема малонадежна. Но в реальности в экосистемах существует много дублирующих видов.

На уровне биосферы:

Тут работает последовательно-параллельная система продуцентов и консументов, а также связанная с ними параллельно, композиция редуцентов.

2.2.2. Методы испытания надежности биологических систем

Задачами испытания надежности биологических систем являются: определение количественных параметров надежности; выявление принципов и закономерностей формирования и работы систем, обеспечивающих биологическим системам чрезвычайно высокую надежность.

К биологическим объектам в принципе применимы методы испытания надежности технических систем. Для этого можно ввести в испытание достаточно большую выборку биологических объектов и фиксировать во времени их отказы, происходящие в системе. Понятия отказов определяются заранее. Если объект допускает проведение достаточно длительных испытаний, то в результате мы можем получить зависимость вероятности безотказной работы $P(t)$ от времени [2]. Используя эту зависимость, можно получить количественные оценки различных критериев надежности биологических объектов. В подобных испытаниях, проводимых по аналогии с испытаниями надежности технических систем, можно решить задачу определения количественных критериев надежности. Другая задача испытаний – изучение природы обеспечения надежности – требует постановки специального анализирующего типа испытаний. В технике этого делать не нужно. Надежность технической системы обеспечивается самой ее структурой и заложенной в системе и расчетах методов резервирования и восстановления (ремонта) отказавших элементов. В биологии задача другая – зная высокую надежность биосистемы, требуется установить, как это обеспечено в структуре и функциях исследуемой биосистемы. Система испытания надежности биосистемы должна обеспечивать изучение систем надежности биообъектов, т.е. механизмов восстановления и резервирования. Такая система испытания будет представлять собой систему ускоренных, форсированных испытаний надежности, в результате которых необходимо получить данные о системах надежности биологического объекта не только и не столько для условий форсированного режима, а также и для нормального состояния биосистемы.

Рассмотрим особенности подхода теории надежности к анализу сложных биосистем путем проведения специальных анализирующих схем испытания и к принципам выбора таких схем испытания для конкретных биологических объектов.

Ускоренные испытания биологических систем.

Основными свойствами, которыми должна обладать ускоренная система испытаний биологических объектов, являются: а) универсальность схемы; б) выполнение принципа адекватности в ходе испытания; в)

возможность проведения анализа механизмов надежности биосистем (то есть, «анализируемость»).

Универсальность схемы испытания необходима для того, чтобы иметь возможность проводить испытание надежности самых разных биологических объектов с учетом их эволюции, положения в общей биоиерархии. Необходимо также проводить сравнение фундаментального свойства надежности у различных биообъектов не только в условиях испытания, но и давать данные, позволяющие сделать прогноз надежности биосистем в случайно варьирующих условиях среды и во времени. Без свойства универсальности подобная схема будет носить частный характер и не может быть использована для анализа структуры разных биосистем и их систем обеспечения надежности.

Ускоренная схема испытания надежности биосистем должна удовлетворять принципу наследственности – адекватности, который в теории надежности [8] означает, что в ходе ускоренных испытаний системы типы и характеристики возникающих отказов не должны качественно отличаться от тех, которые возникают в нормальных условиях функционирования, а исследуемая система не изменяет свой принцип функционирования. Ускоренная схема испытания биосистем должна служить целям анализа структуры и, особенно, оценке характеристик систем восстановления и различных систем резервирования. То есть применяемые факторы воздействия, схемы их применения, математическая обработка результатов должны помогать проводить оценку и анализ системы надежности биологических объектов.

Главной задачей испытания надежности биосистем является исследование структуры ее фундаментальных свойств и характеристик, в их числе характеристик элементов и систем обеспечения надежности биообъекта. Проводя испытания надежности биосистем в условиях нормального функционирования, мы не можем получить характеристики системы, так как такая система не обладает **анализирующими свойствами**. Кроме того заметим, что исследование надежности высоконадежных биосистем в нормальных условиях требует чрезмерно больших выборок и времени испытания.

После этих общих замечаний перейдем к обоснованию выбора воздействующих факторов, схем испытания и методов анализа полученных данных. Выбор универсальной анализирующей схемы испытания зависит, в первую очередь, от действующего экстремального фактора (или факторов), увеличивающего интенсивность отказов, без нарушения функций самой системы. Такое увеличение частоты и интенсивности отказов в системе, в подсистемах и элементах, при условии возможности ее варьирования, может позволить получить инструмент для исследования принципов работы, механизмов и характеристик систем обеспечения надежности

биологических объектов. Суть сказанного состоит в том, чтобы, несколько увеличивая интенсивность отказов, не изменять существенно их типы и характеристики по сравнению с отказами в нормальных условиях, исследовать биосистему. Необходим фактор, который вызывает появление отказов случайно, стохастически, как и в нормальных условиях. При этом отказы должны возникать на самом нижнем уровне иерархической структуры биосистемы. В этом случае мы можем получить средство для анализа структуры всей биосистемы от самого нижнего, молекулярного уровня до верхнего уровня иерархической структуры биосистемы [9].

На наш взгляд, такими свойствами в полной мере обладает широко применяемый радиобиологами фактор - редкоионизирующая радиация (гамма-лучи и жесткие рентгеновские лучи). В дальнейшем мы обоснуем вывод, что именно редкоионизирующая радиация является наиболее подходящим фактором для такой универсальной схемы испытания надежности биологических систем, удовлетворяющих требованиям анализируемости и выполнению принципа автомодальности (или наследственности) и адекватности.

Приведем необходимые сведения и определения из теории случайных процессов [10].

Простейший поток случайных событий. Пусть t – промежуток времени, который нас интересует, $P_k(t)$ – вероятность проявления k событий потока (отказов) за промежуток времени t . Тогда при $k = 1, 2, 3, \dots$ с большой точностью выполняется равенство, описываемое распределением Пуассона:

$$P_k(t) = (\alpha t)^k \exp(-\alpha t) / k!, \quad (2.4)$$

где α – параметр хорошо известного распределения Пуассона [11], который характеризует интенсивность наступления событий потока (отказов) в единицу времени.

Простейший поток случайных процессов обладает следующими тремя свойствами:

1. Стационарность. Для любой группы конечного числа непересекающихся интервалов времени вероятность появления в них соответственно $k_1, k_2, \dots$ событий (отказов) зависит лишь от этих чисел и промежутков времени. В частности, вероятность появления k отказов в промежутке времени $(T, t + T)$ не зависит от T , а является лишь функцией k и t .

2. Отсутствие последствия. Это свойство означает, что вероятность наступления k событий потока отказов в продолжение промежутка времени T не зависит от того, сколько событий отказа наступило до этого промежутка.

3. Ординарность. Это условие означает практическую невозможность появления двух и больше событий отказа за очень маленький промежуток времени.

Поток, удовлетворяющий этим трем условиям, называется **простейшим** и полностью определяется равенством (2.4).

Очевидно, что поток отказов, вызванный действием редкоизирующей радиации, является простейшим потоком. Нетрудно показать, что облучение и результат его, в виде стохастического возникновения во всей биологической системе первичных повреждений, при соответствующих ограничениях на интенсивность потока (мощность дозы облучения) для ординарности, могут считаться простейшими.

В процессе нормального функционирования биологической системы на нее постоянно оказывают влияние множество случайных факторов среды в их случайной комбинации при случайном значении уровней этих факторов. При этом уровни воздействующих поражающих факторов (т.е. вызывающих отказы в элементах), не могут быть высокими, так как тогда такие условия были бы экстремальными.

Есть основания полагать, что в процессе нормального функционирования на биосистему воздействует множество факторов среды. В результате этого в биологическом объекте возникает множество малых простейших потоков отказов, независимых друг от друга, каждый из которых в малой степени влияет на биосистему. Следует напомнить теорему Хинчина [10]: «Предположим, что интересующий нас поток является суммой очень большого числа независимых между собой стационарных потоков отказов, каждый из которых мало влияет на сумму отказов. Тогда суммарный поток при дополнительных ограничениях арифметического характера, гарантирующего однородность суммарного потока, оказывается близким к простейшему». На основании этой теоремы мы можем полагать, что сумма малых потоков отказов в биосистемах от случайных факторов среды является простейшим потоком. В этом случае возможна замена суммарного простейшего потока отказов, действующих в условиях длительного функционирования, одним заведомо простейшим потоком, вызванным действием редкоизирующей радиации, который мы легко можем варьировать и, тем самым, использовать его в схеме ускоренного испытания биосистем на надежность. Исходя из вышесказанного, очевидно, что редкоизирующая радиация может служить основным действующим фактором в режиме ускоренного испытания биосистем, удовлетворяющего условию универсальности для любых биологических объектов.

При ускоренных испытаниях необходим критерий, позволяющий интерпретировать результаты ускоренного испытания в смысле их общности.

В теории ускоренных испытаний принято обозначать режим испытания вектором $\mathbf{E} = (E_1, \dots, E_m)$, где E_i – воздействующие факторы. Нормальным режимом $\mathbf{E}_0$ назовем всякий режим испытания, составляющие которого, не превышают предельных значений, при которых можно ожидать полного отклонения от нормального состояния биосистемы. К форсированному, ускоренному режиму относят такие, которые по жесткости хотя бы одного воздействия (фактора) превосходят предельные, для нормы объекта значения.

Если нам известна функция распределения отказов $f(t, \mathbf{E}_0)$ от режима $\mathbf{E}_0$, то наблюдения за параметром отказов $x(t)$ можно осуществлять в форсированном режиме $\mathbf{E}^*$, и по его результатам оценивать параметры надежности, действующие и в нормальном режиме.

Любой метод ускоренных испытаний основывается на знании некоторой устойчивой базовой характеристики системы и ее параметров. Обычно получение базовых закономерностей является задачей предварительных испытаний, заключающихся в осуществлении опыта над некоторой конечной совокупностью систем данного типа. При этом истинные значения параметров искомой закономерности оказываются известными лишь с некоторой достоверностью, которая определяется объемом испытываемой совокупности. Обсудим вопрос о выполнении принципа наследственности в ходе ускоренных испытаний. Формально выполнение принципа наследственности в ходе ускоренных испытаний можно определить, как сохранение вида функции распределения контролируемых параметров системы или параметров надежности (например, времени безотказной работы), в ходе ускоренного испытания по сравнению с нормальным режимом функционирования.

Для предварительных испытаний выполнения принципа наследственности можно предложить два основных метода:

1. **Метод равных вероятностей**, который базируется на двух случайных выборках из одной и той же партии. Одна из них находится в нормальном режиме $\mathbf{E}_0$, а другая – в форсированном $\mathbf{E}^*$. В ходе испытания фиксируются моменты времени отказов систем. По полученным данным находят функции $\tau = \Phi(t, \mathbf{E}^*, \mathbf{E}_0)$ пересчета времени ускоренного испытания, как геометрическое место точек A , соответствующее равным квантилям, площадям [8] плотности вероятности. Если кривая A имеет линейный характер, то это означает выполнение принципа наследственности ускоренного испытания.

2. **Метод суммирования повреждений.** Допустим, что мы испытали выборки биосистем в нормальном режиме E_0 в течение времени t , затем уцелевшие (неотказавшие) системы доводят до полного отказа в форсированном режиме E^* . Тогда имеет место соотношение:

$$M(\tau \leq t / E_0) / T(E_0) + M(\tau \geq t / E^*) / T(E^*) = 1, \quad (2.5)$$

где $T(E_0)$ и $T(E^*)$ – средние сроки службы систем в разных режимах, $M(\tau \leq t / E_0)$ – среднее время безотказной работы в нормальном режиме, $M(\tau \geq t / E^*)$ – в форсированном. Иногда этот метод называют методом «доламывания». Если соотношение (2.5) выполняется, то можно считать, что выполняется принцип наследственности.

Таковы основные методы экспериментальной проверки выполнения принципа наследственности.

В целом, использование редкоионизирующей радиации в качестве фактора ускоренного испытания не нарушает условие автомодальности-наследственности. В ходе такого ускоренного испытания функции биосистемы не изменяются столь существенно, чтобы изменялся закон функционирования системы.

Анализирующее испытание. Первые два условия – универсальность и наследственность – можно обосновать теоретически или экспериментально. Третье условие – анализируемость – означает возможность анализа систем обеспечения надежности объекта, при схеме ускоренных испытаний с использованием в качестве воздействующего фактора ионизирующей радиации. Следует сказать, что полностью универсальной анализирующей схемы испытания не существует. Но, тем не менее, можно сделать ряд замечаний и обобщений. Исходя из теории надежности и модели обеспечения надежности системы, видно, что основными системами обеспечения надежности являются: надежность элементов, наличие систем восстановления и резервирования. Анализируя эту общую модель, можно предложить несколько типовых схем испытания. Возможность анализа собственной надежности элементов определяется возможностью ставить эксперименты по оценке надежности элементов биосистемы, лишенных взаимодействия. Если биологический объект не позволяет проводить эксперименты для оценки надежности элементов, то эту оценку, возможно проводить с использованием метода математического моделирования.

Второй тип испытания предназначен для изучения функционирования систем восстановления. В качестве такой схемы можно использовать широко известный в радиобиологии, метод варьирования мощности дозы ионизирующего излучения. Идея этого метода базируется на том, что восстановительные системы (в теории надежности – каналы

восстановления) работают с конечной скоростью и число таких каналов может быть ограничено. Это значит, что если в системе с помощью излучения индуцировать большое количество отказов при высокой мощности излучения, то эффективность работы каналов восстановительных систем может оказаться недостаточной для устранения столь интенсивного потока отказов, и, поэтому, возрастет число отказов системы. Применяя варьирование мощности дозы облучения, можно получить зависимость эффективности работы восстановительных систем и с помощью соответствующих математических моделей оценить различные свойства восстановительных систем [12]. Изменяя дозы облучения и мощность дозы, можно установить число каналов восстановления, их взаимодействие и скорости работы восстановительных систем. Успех применения подобной схемы испытания зависит от правильности выбора схемы испытания, от биологических особенностей объекта исследований и наличия специально разработанных математических моделей. Целесообразно в данной схеме испытания для дифференциации разных типов восстановления, кроме облучения, применять другие факторы воздействия (температуру и пр.).

Следующим важным типом испытания являются схемы, предназначенные для идентификации числа типов резервирования и их характеристик. Из общей модели надежной системы (рис 2.1) можно видеть, что включение резервных элементов зависит от числа рабочих элементов в системе, т.е. от числа оказавших элементов a , значит, от дозы облучения. Изменяя дозу облучения, можно получить зависимости, из которых с помощью модели определяются моменты включения резервных элементов. Применительно к растительным объектам разработана модель системы из нескольких типов резервов, включающихся поочередно [6]. Для испытания систем резервирования перспективно, использование известного метода фракционирования дозы облучения. При достаточно большом времени фракционирования, при варьировании дозы облучения можно получать данные о системах резервирования и по математическим моделям оценивать их характеристики.

Важной особенностью биосистем является взаимозависимость систем восстановления и резервирования. Поэтому при испытании надежности биологических объектов необходимо применять сложные схемы испытания с несколькими факторами, которые позволяли бы оценивать характеристики различных систем восстановления, резервирования и их взаимодействия. Для создания таких систем испытания требуется широкое применение методов математического планирования экспериментов [7]. Таковы, по нашему мнению, основные принципы методов испытания надежности биологических систем.

Суммируем сказанное выше и рассмотрим разные уровни интеграции биосистемы с позиций теории надежности. Субпопуляции клеток образуют

популяцию клеток или ткань. В зависимости от способа организации ткани из субпопуляций клеток, может изменяться характер радиобиологических реакций. Для меристемы корня растений характерна «последовательная» структура. Клетки центра покоя формируют и поддерживают инициальные клетки, образующие в процессе делений пул пролиферирующих клеток, которые затем поступают на растяжение и дифференциацию.

Выше уже отмечалось, что высокая надежность биологических систем не может существовать сама по себе, а должна обеспечиваться эффективными системами восстановления и резервирования. Такие системы широко представлены у биологических объектов, но для них необходимы, соответствующие исследования. Для таких исследований необходима специальная система испытаний.

При исследовании надежности сложных технических систем схема испытаний состоит из того, что из N_0 систем, поставленных на испытание, часть из них – N_t – отказывает. И для описания системы обычно используют параметр, характеризующий вероятность безотказной работы системы в интервале времени $0 - t$. Аналогичные показатели можно получить и для биологических систем. Но значительно важнее разработать систему испытаний биологических систем, позволяющую исследовать природу надежности биосистемы и ее структуру. Исследования показали, что необходимо создать ускоренную систему испытаний биосистем, которая была бы универсальной – применимой для любых биологических систем, адекватной – не нарушала бы законов существования биосистемы и могла бы помочь анализировать структуру и свойства биосистемы. Основным фактором для такой ускоренной схемы испытаний, как показали наши исследования, может быть ионизирующая радиация. Облучение, как известно, вызывает у биологического объекта поток отказов, который описывается распределением Пуассона. Изменяя интенсивность этого управляемого потока отказов, можно изучать надежность свойства биологического объекта, его способность к восстановлению и резервные свойства биосистем.

В процессе нормальной жизни биосистемы на нее постоянно оказывают влияние множество случайных факторов низкой интенсивности. Из теории надежности известно, что суммарный поток, состоящий из множества слабых потоков отказов, можно описать в виде простейшего пуассоновского потока отказов [2]. Поэтому мы имеем полное право при помощи облучения, к естественному пуассоновскому потоку отказов в ускоренную систему испытаний, добавить ионизирующее излучение (также пуассоновский поток отказов), чтобы за короткое время поднять контролируемый уровень отказов, которые по характеру действия радиации на биосистемы возникают на самых нижних уровнях иерархии биосистем, на уровне атомов и молекул. Известно, что два пуассоновских потока отказов образуют также пуассоновский поток отказов с параметром равным сумме параметров, составляющих потоков.

Можно считать, что в судьбе и устранении таких отказов будут принимать участие все разнообразные системы обеспечения надежности биосистем на разных уровнях интеграции. Поэтому возможность использования радиации при испытании надежности биосистемы позволяет говорить о совпадении внутренней сущности понятий радиоустойчивости и надежности [2].

Способность биосистемы устранять отказы, восстанавливать повреждения и/или ликвидировать их последствия составляет сущность систем надежности и определяет количественное значение меры надежности. У нас есть основания считать, что естественно, возникающие потоки отказов в биосистемах и отказы в условиях облучения и в пострadiационный период практически совпадают по месту их появления и по характеру распределения в клетках. Различие состоит лишь в том, что естественные отказы возникают в длительном времени функционирования, постепенно, а не быстро как при облучении, и их возникновение сопровождается изменением во времени состояния биосистемы. Из теории испытаний известно, что, например, среднее время безотказной работы в нормальном, и в ускоренном режимах прямо пропорциональны друг другу. Соотношение прямой пропорциональности можно установить и для других мер надежности биосистем. Это будет обозначать выполнение принципа адекватности системы в нормальном режиме функционирования и в условиях ускоренного испытания надежности.

При этом параметр выживаемости B^* , как известно из теории надежности и теории ускоренных испытаний, связан с параметром надежности - B . простым соотношением (2.6):

$$B = aB^*, \quad (2.6)$$

где a – параметр пропорциональности, зависящий только от дозы и режима облучения.

Важный результат этого простого расчета состоит в появлении возможности расчетным путем оценивать радиоустойчивость биосистемы в целом исходя из данных по радиоустойчивости отдельных подсистем, что открывает новые перспективы для использования идей, методов и математического аппарата теории надежности в радиобиологии многоклеточных систем.

В упрощенном виде задача определения радиоустойчивости – выживаемости многоклеточного организма – может быть сведена, в принципе, к оценке выживаемости отдельных органов, а затем, путем расчета на основании знания надежностной структуры организма из отдельных органов, – выживаемости целого организма. Важно и то, что возможно и решение обратной задачи: по параметру выживаемости целого организма при знании структуры обеспечения надежности организма оценивать радиоустойчивость, а значит, и относительную надежность отдельных органов,

тканей, субпопуляций клеток и т.д. Это позволяет рассматривать теорию надежности как важный эвристический метод исследования биологических объектов.

2.3. Применение теории и моделей надежности к анализу радиобиологических явлений.

2.3.1. Модели радиационного поражения многоклеточного организма (на примере растений) [2]

Рассмотрим применение данного подхода к анализу надежности реального растительного организма в условиях радиационного поражения при остром воздействии ионизирующей радиации.

Прежде всего, следует достаточно подробно определить все основные особенности радиобиологических эффектов у многоклеточных объектов. Ясно, что ни один из них не соответствует тем упрощенным схемам последовательного и параллельного типов, о которых мы упоминали. Основная определяющая особенность многоклеточных организмов состоит в их иерархичности. Радиобиологический аспект иерархичности заключается в том, что каждому уровню иерархии по структуре и функции элементов соответствует своя мера радиобиологического эффекта – мера выживаемости. Эта особенность, должна найти отражение в качественной и количественной моделях радиобиологических реакций многоклеточных систем. Вторая особенность состоит в сложном динамическом характере формирования радиобиологических реакций. Функции биологических объектов на разных уровнях иерархии требуют разного времени. Радиобиологические реакции клеток завершаются обычно в течение нескольких делений. Для реакций на уровне субпопуляций, популяций клеток и тканей требуется уже значительно большее время (много циклов делений клеток для пролиферирующих тканей, например). Чем выше уровень иерархии, тем больше времени требуется для формирования и проявления радиобиологического эффекта. Естественно, чем больше время реакции, тем большее разнообразие клеточных реакций может проявляться в судьбе соответствующих подсистем. Динамический характер радиобиологических реакций, как и иерархичность, находит отражение в соответственном постулате модели. Чем больше время реализации радиобиологических реакций у многоклеточных организмов, тем большее значение могут играть процессы старения, естественного старения, а особенно процесс старения, ускоренный действием радиации. Это обстоятельство также необходимо учесть при построении модели посредством соответствующего постулата.

В основу качественной и количественной моделей радиобиологических реакций многоклеточных систем нами положены четыре основных постулата.

I. При действии радиации на многоклеточный организм возникает большое разнообразие первичных повреждений, описываемых распределением Пуассона, которое лежит в основе образования разных форм инактивации клеток и форм выживания. Все это разнообразие, малозначимое для судьбы одноклеточных организмов, существенно влияет на характер радиобиологических реакций у многоклеточных систем.

II. Каждому уровню иерархии соответствует своя адекватная мера радиобиологического эффекта. Система мер позволяет полностью описать радиобиологические особенности многоклеточного многоуровневого растительного организма.

III. Формирование радиобиологического эффекта требует значительного времени, и чем выше уровень интеграции, тем больше времени требуется для реализации радиобиологического эффекта. В основе влияния динамического фактора на радиобиологический эффект лежат механизмы модификации, восстановления, адаптации и реализации поражения. Динамический фактор может, как усиливать, так и ослаблять радиационное поражение.

IV. Длительная динамика формирования радиационного поражения многоклеточных систем приводит к усилению радиобиологического эффекта за счет процессов нормального старения и старения клеток, ускоренного радиацией. Основой усиления эффекта является совпадение сущности элементарных событий процессов старения и радиационного поражения.

Остановиться на четвертом постулате подробнее. Существует множество гипотез и теорий о старении на разных уровнях интеграции. Если следовать теории Захера-Гомпертца, то элементарные события старения на клеточном уровне сводятся, в сущности, к возникновению первичных ошибок и повреждений, которые накапливаясь со временем, могут приводить к существенным поражениям тканей, органов и организма в целом. В этом смысле можно говорить о совпадении сущности элементарных событий процесса старения, которые являются естественным потоком отказов в биосистемах, и элементарных событий поражения при радиационном воздействии. Оба потока, как сказано выше, – простейшие потоки отказов. Таким образом, можно считать, что облучение, создавая дополнительный поток отказов, ускоряет естественное старение, не изменяя его сущности.

Мы получили необходимое и достаточное множество постулатов для построения качественной и количественной модели радиационного поражения многоклеточных систем.

В радиобиологии многие явления и механизмы легче исследовать на относительно простых растительных объектах. Цель нашего исследования состоит в проверке и обосновании некоторых подходов к построению качественной и количественной моделей радиобиологических реакций у многоклеточных объектов, основанных на идеях и методах теории надежности.



Рис. 2.4. Ряска – спиродела многокоренная (*Spirodela polyrrhiza*) или *L. schleid*) (Отдел Покрытосеменные (*Angiosperma*), или Цветковые (*Magnoliophyta*) семейство Рясковые (*Lemnaceae*)

Мы проводили исследования проводили на высшем растении из семейства рясковых Спироделе многокоренной. Особи спироделы представляют собой зеленые щитки. В щитке находится генеративный орган вегетативного размножения – меристематическая ткань. С правой и левой сторон, снизу у щитка имеются карманы, из которых в соответствии с недихотомической родословной появляются дочерние щитки. Генерация дочерних щитков происходит последовательно от 1 до 14. При этом если зачатки первых дочерних щитков представлены в родительской меристеме тысячами клеток, то зачатки поздних 7–8-ых дочерних щитков представлены несколькими клетками (рис. 2.5.) [2].

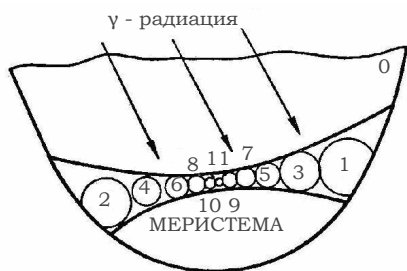
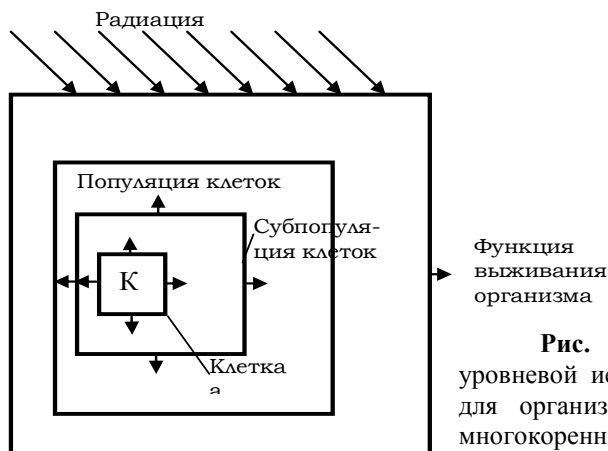


Рис. 2.5. Схематическое изображение меристемы ряски (Спироделы многокоренной): 1-11 – условное изображение зачатков будущих дочерних поколений растений, «0» – часть родительского щитка растения.

В связи с этим клетки зачатков первых дочерних щитков способны до их появления осуществить 1-2 деления в составе меристемы (то есть получают возможность реализации только первые самые тяжелые формы инактивации), а зачатки поздних – до 6-8 делений. Это означает, что поздние зачатки, выходя из меристемы, реализуют все основные формы инактивации, и поэтому появляются в заметно меньшем количестве, чем зачатки первых генераций. Схематически

данный многоклеточный организм можно представить в виде четырехуровневой системы (рис. 2.6).



Эта своеобразная «матрешка» начинается от уровня клеток. Клетки входят в состав зачатков разного размера. Зачатки образуют популяцию клеток меристемы (ткань) – генеративный орган, который входит в систему целого растения.

Популяция растений образует простую модельную экосистему. Важно, что для каждого уровня иерархии в данной системе можно выделить четко обособленные элементы и функции – гибель клеток, субпопуляций, меристемы и всего растения в целом.

Все реакции на разных уровнях иерархии проявляются по возникновению или не возникновению потомков в родословной. Клетка, малые и большие субпопуляции клеток и меристема в организме имеют четкую функцию обеспечения (в чередѣ клеточных делений), достижения необходимого размера субпопуляций зачатков и затем – формирования зрелого щитка, способного продолжать родословную колонии особей в озере или пруду. Организм в целом обеспечивает взаимодействие дифференцированных тканей (фотосинтезирующей ткани щитка и корневой системы) с меристематической тканью в обеспечении основной функции – размножения.

Наблюдая за этими процессами можно фиксировать радиобиологические реакции на каждом определенном, характерном для них уровне повреждений. Основываясь на экспериментальных данных, нам удалось сформулировать логическую и адекватную математическую модель радиационного поражения многоклеточного организма на примере данного простого растительного организма.

Основная схема наших опытов следующая. Колонии щитков Спироделы многокоренной культивировали в жидкой среде Хатнера [8]. Из клона отбирали зрелые пары щитков в качестве родительских и перекладывали на агаризированную среду. По мере культивирования и вегетативного размножения производили откладку и учет особей в соответствии с недихотомической родословной [8] от 1 до 14 особей. О степени поражения судили по нарушениям появления в родословной дочерних щитков соответствующих номеров.

У ряски меристема образована в виде субпопуляций клеток зачатков дочерних щитков – вегетативных потомков (рис 2.6.), которые пролиферируют относительно независимо друг от друга по «параллельной» схеме, что естественно должно отображаться в разнице радиобиологических реакций этих двух систем. То есть, зная надежность-выживание отдельных субпопуляций и зная надежностную структуру, можно определить (рассчитать) и прогнозировать надежность-выживание всей меристемы по параметрам надежности отдельных субпопуляций клеток.

Для «последовательной» системы меристемы корня ее параметр надежности (выживания) можно получить простым умножением параметров надежности отдельных субпопуляций. Для «параллельной» структуры меристемы щитка ряски, параметр ее надежности можно получить в виде суммы параметров надежности отдельных субпопуляций зачатков. Сложность состоит в четкости определения параметров надежности отдельных подсистем. Аналогично выглядит ситуация и на других уровнях интеграции биосистем. Понятно, что нет принципиальных возражений относительно использования идей, представлений и методов теории надежности для изучения биологических систем.

2.3.2. Результаты экспериментальных исследований и теоретического анализа

Клеточный уровень иерархии. Мерой радиобиологического эффекта клеток меристемы есть их способность к делению и образованию микро- и макроколоний разных размеров. Практически все клетки меристемы в зависимости от степени поражения принимают участие в формировании радиобиологических эффектов на более высоких уровнях иерархии.

На графике (рис. 2.7) представлены результаты по оценке сравнительной радиочувствительности зачатков разного размера (значения ЛД₅₀). Видно, что радиочувствительность практически линейно возрастает с ростом номера дочернего щитка. Причина, на наш взгляд, состоит в том, что клетки первых крупных зачатков осуществляют в меристеме 1-2 деления и поэтому после облучения в них успевают проявить себя только самые тяжелые формы инактивации клеток.

На судьбу более поздних щитков оказывают влияние не только тяжелые, но и более легкие формы инактивации. Это приводит к тому, что тяжесть реализованного поражения возрастает с номером щитка, проявляясь в снижении радиочувствительности. Если мы продолжим анализ полученных дочерних щитков в их собственной родословной, то получим обратную картину. Относительная радиоустойчивость потомков, полученных от облученных родительских щитков, увеличивается с номером щитка.

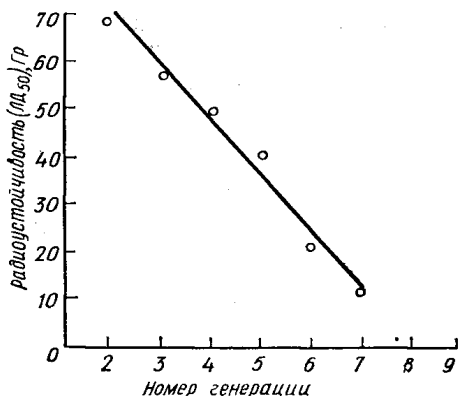


Рис. 2.7. Радиоустойчивость (LD₅₀) дочерних щитков в разных поколениях.

Дело в том, что первые дочерние щитки выходят в большом количестве, но они уносят с собой в меристеме много пораженных клеток с недореализованными формами инактивации, которые затем проявляют себя в потомстве дочерних щитков. В то же время щитки поздних дочерних поколений, хотя их и мало, выходят практически очищенными от клеток, несущих нереализованные повреждения, и потому формируют более благополучное потомство. На их судьбе остаточное поражение почти не сказывается. Эти данные позволяют считать, что в популяции клеток меристемы реализуется модель многих форм инактивации, и поскольку остаточные повреждения заметны в потомстве даже 10-го дочернего щитка, можно полагать, что число форм инактивации не меньше 10.

Для математического описания радиационного поражения отдельных клеток меристемы ряски пригодна вероятностная модель Ю.Г.Капульцевича [9]. Аналитически модель поражения клеток можно описать следующим выражением(2.7):

$$P = \sum (1 - a)^i e^{-vd} (vd)^i / i! \quad (2.7)$$

где P – вероятность выживания отдельных клеток при облучении дозой d ; a – вероятность потери способности к делению у клетки от одного попадания в

чувствительную мишень клетки объемом v ; v – эффективный объем чувствительной мишени в клетке; m – ударность этой мишени (количество попаданий, способное полностью инактивировать клетки); $(1 - \alpha)^i$ – вероятность клеток сохранить способность к делению и после i -попаданий.

Анализ полученных данных для выживания разных дочерних потомков спироделы многокоренной показал, что для объекта исследований характерно образование более 10 различных форм инактивации клеток. Наши оценки параметров оценки выживания клеток по данным эксперимента и расчетов:

$$m \approx 10, \alpha \approx 0,1, v \approx 1/10 \text{ Гр.}$$

Таким образом, опираясь на методы теории надежности можно рассчитать все необходимые параметры для модели на клеточном уровне.

Уровень субпопуляции клеток. В субпопуляциях зачатков основная функция клеток состоит в том, чтобы в делениях обеспечить формирование некоторого критического числа клеток. Мы определили мерой выживаемости зачатка его способность из n_0 числа клеток сформировать некоторое достаточно большое критическое число клеток [6]. Такова его основная функция. Мы построили математическую модель радиационного поражения такой субпопуляции клеток после облучения в дозе D . Предполагается, что клетки делятся независимо друг от друга и, имея разную степень поражения, формируют критическое число клеток N_k . Выживаемость такой субпопуляции описывается формулой (2.8) [2]:

$$S(p) = \begin{cases} \left(\frac{1-p}{p} \right)^{N_k - n_0} - \left(\frac{1-p}{p} \right)^{n_0} \\ \left(\frac{1-p}{p} \right)^{N_k - n_0} - 1 \end{cases} \rightarrow n p i \rightarrow p \neq 1/2, \quad (2.8.)$$

$$n_0 / N_k \rightarrow n p i \rightarrow p = 1/2$$

где p – выживаемость одиночных клеток, описываемая формулой (2.7). По этой формуле мы сделали расчет кривых выживаемости для разных значений n_0 . Характерно, что переход с уровня одиночных клеток на уровень субпопуляций приводит в модели к тому, что выживаемость субпопуляции описывается уже не плавной кривой доза-эффект, а строго пороговой S-образной кривой. S-образность дозовых кривых, характерная для уровня субпопуляций, возникает из-за специфической меры радиационного поражения. При сравнительно малых дозах облучения число жизнеспособных клеток достаточно, чтобы обеспечить формирование N_k – критического числа клеток (это происходит в условиях, когда $p \geq 1/2$). Если же доза увеличивается ($p < 1/2$), то клетки уже не способны обеспечить выживаемость субпопуляции. Характерно, что при высоких дозах γ -облучения

число выживших клеток еще велико, а выживаемость субпопуляции уже практически равна 0. В этом состоит существенное различие в радиобиологических реакциях одиночных клеток и субпопуляции клеток. В данной модели не учтено то, обстоятельство, что для реальных субпопуляций зачатков разного размера, среднее число делений клеток различно

Для данного объекта исследований естественной мерой радиобиологического эффекта на уровне субпопуляции клеток зачатков разного размера и номера есть их способность образовывать в процессе деления из исходного количества клеток зачатков (от 1-2 до нескольких тысяч) необходимое критическое количество клеток, достаточное для формирования зрелого дочернего щитка – особи растения. Это вытекает из данных морфологических и цитологических исследований данного объекта. Поскольку деление клеток в составе зачатков проходит независимо по параллельной схеме обеспечения надежности, то получено математическое описание радиобиологического эффекта (выживания) на уровне субпопуляции разного размера, и получена следующая модель (2.9):

$$S(P) = \begin{cases} \left(\frac{1+p}{2} \right)^{-(n_0-1)T} \cdot \left[\frac{1-(1+p)^{-T}}{1-2^{-T}} \right]; n p u N_k > n_0 (1+p)^T \\ 1; n p u N_k \leq n_0 (1+p)^T \end{cases} \quad (2.9)$$

где $S(P)$ – выживаемость субпопуляций зачатков размерами n_0 ; P – вероятность выживания одиночных клеток в составе меристемы при данной дозе облучения – D ; T – среднее число делений клеток данной субпопуляции до формирования необходимого критического количества клеток N_k .

Эти числа (T) разные для различных (n_0) субпопуляций. Так, для небольших субпопуляций поздних дочерних клеток они могут достигать до 10 митозов; для больших субпопуляций, состоящих из тысяч клеток, достаточно 1-2 митоза.

Наши расчеты и экспериментальные результаты показали, что N_k составляет приблизительно 10 тысяч клеток. По формуле (2.9) были рассчитаны теоретические кривые выживания субпопуляций разных размеров (n_0) с разным допустимым числом митозов (T) при разных дозах облучения (D).

На рис. 2.8. представлены расчетные данные выживания субпопуляций разного размера, а на рисунке 2.9 – полученные экспериментальные данные выживания дочерних щитков разных генераций.

Видно, что теоретические и экспериментальные кривые выживания для разных генераций по характеру, виду и по основным параметрам коррелируют друг с другом.

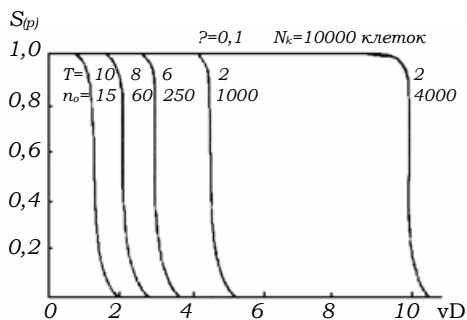


Рис. 2.8. Теоретические кривые выживания $S(p)$ субпопуляций клеток разного размера (n_0) по их способности в соответствующем числе клеточных делений (T) создать (N_k) критическое число клеток, достаточное для выживания особей при разных дозах облучения (D)

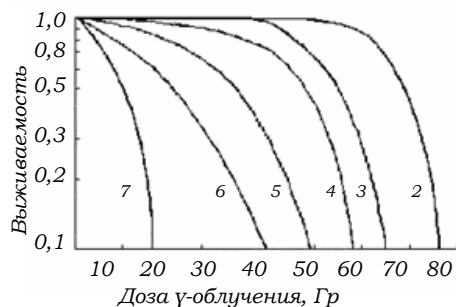


Рис. 2.9. Кривые выживания (N/N_0) дочерних щитков в разных по номерам генерациях (от 2 до 7)

Особенно необходимо обратить внимание на форму дозовых зависимостей выживания. Так, если для клеток по модели Капульцевича, кривые выживания имеют классическую форму и заканчиваются экспоненциальным участком, то кривые выживания для субпопуляций имеют практически пороговый характер. Это связано с тем, что если дозы такие, что число выживших клеток способно за T -митозов сформировать критическое число клеток N_k , достаточное для полного выживания особей, то выживаемость будет составлять 100%; а если не достаточно, то выживаемость будет равно 0. Поэтому возникает пороговый тип дозовой зависимости.

Уровень выживания всей меристемы. Тут естественная мера радиобиологического эффекта – количество сформированных дочерних щитков, поскольку основная функция меристемы – способность генерировать потомство. С учетом особенностей биологии объекта исследования понятно, что процесс генерации дочерних особей –независимый, то есть практически действует параллельная схема обеспечения надежности генеративного процесса.

Структуру популяции меристемы можно представить в виде параллельного независимого функционирования субпопуляций зачатков, и все они обеспечивают непрерывность генеративного процесса. Естественной мерой выживаемости меристемы может служить относительный выход (число) генерированных дочерних щитков.

На рис. 2.10 представлена в виде плавной кривой дозовая зависимость выживаемости меристемы по ее способности генерировать дочерние щитки.

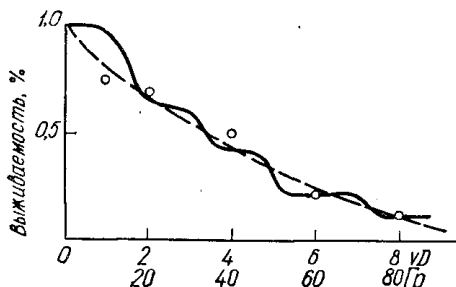


Рис. 2.10. Экспериментальная (пунктирная) и теоретическая (сплошная) кривые выживания меристемы спироделы многокоренной.

Видно, что в отличие от пороговых кривых выживаемости на уровне субпопуляций кривая для всей меристемы носит плавный характер. Исходя из идеи о параллельном независимом генерировании дочерних щитков, мы построили математическую модель выживаемости меристемы, как сумму соответствующих выживаемостей отдельных субпопуляций $S_i(p)$ (2.10):

$$S_m = \frac{\sum_{i=0}^k S_i(p)}{k}, \quad (2.10)$$

где k – число дочерних щитков. Для формулы выживания меристемы, можно использовать упрощенную модель для параллельного процесса в виде суммы выживания дочерних потомков. Поскольку выживаемость изменяется от 1 до 0, то необходимо нормирование на общее количество дочерних генераций – k .

По этой модели (2.10) и по модели выживаемости, для отдельных субпопуляций (2.9), построена теоретическая кривая выживаемости, которая совпадает с ходом экспериментальной кривой (рис. 2.10). Это позволяет считать, что применение надежностного подхода к меристеме, как параллельной системе функционирующих субпопуляций, правомерно и полезно.

Организм данного растения в упрощенном виде можно представить в виде последовательной системы, состоящей всего из двух органов – основного критического органа меристемы и фотосинтезирующей ткани щитка и корневой системы. Последние можно объединить в один орган по той простой причине, что все эти ткани играют вспомогательную роль в основной генеративной функции. Специальные эксперименты показали, что в используемом диапазоне доз облучения (10-120 Гр) относительная радиочувствительность дифференцированных тканей не превышает 10% радиочувствительности генеративного органа. В силу последовательной надежностной структуры

радиочувствительность организма, на основе теории надежности, может быть определена, как произведение выживаемости меристемы и дифференцированных тканей. Поскольку выживаемость дифференцированных тканей ≈ 1 , то выживаемость организма в целом описывается выживаемостью меристемы, что хорошо подтверждается в эксперименте (рис. 2.10). Использование надежного подхода оправдало себя и в этом случае.

До сих пор мы рассматривали радиобиологические реакции многоклеточного растительного организма, абстрагируясь от процессов старения и от четвертого постулата. Влияние процессов старения в норме и при облучении отчетливо проявляется на кривых эффективности выхода дочерних щитков разных номеров (рис. 2.11). На организменном уровне наблюдается более четкий процесс старения. Установлено, что Спиродела многокоренная проявляет четко выраженный процесс старения. Видно, что вероятность выживания щитков даже в контроле существенно уменьшается, начиная с 6-го дочернего щитка, а выход щитков в последних 11-14-й генерациях пренебрежимо мал [6]. При облучении процесс старения заметно ускоряется.

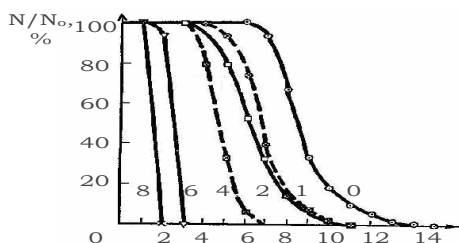


Рис 2.11. Зависимость выживания (N/N_0 %) дочерних щитков в разных генерациях (с 1 по 14) в норме (0) и при разных дозах гамма-облучения 1 крад (10 Гр), 2 крад (20 Гр), 4 крад (40 Гр), 6 крад (60 Гр) та 8 крад (80 Гр).

Для математического описания нормального процесса старения наиболее подходящей является модель и формула Гомпертца [10](2.11):

$$S_{ct} = N(t)/N_0 = e^{-B e R n}, \quad (2.11)$$

где S_{ct} – вероятность генерации щитков n -генерации; B – параметр скорости старения; R – параметр накопления ошибок, как основной причины старения.

По экспериментальным кривым старения в норме и при облучении могут быть рассчитаны значения параметров процесса старения.

Анализ на основе теории надежности показал, что элементарные процессы радиационного поражения и старения независимы друг от друга. Это позволяет определить выживание организма, как произведение выживания от радиационного поражения и выживания, определяющегося процессами старения. Математическое описание таких представлений позволяет предложить для оценки выживания организма такую простую формулу [2] (2.12):

$$S_{\text{орг}} = S_m \cdot S_{\text{ст}} \quad , \quad (2.12)$$

где S_m – выживание организма рыбки, определяющееся выживанием меристемы, а $S_{\text{ст}}$ – выживание рыбки в процессе старения.

Для анализа реальных данных процессов старения при помощи формулы Гомпертца, удобно сделать преобразования этой формулы таким образом, чтобы привести ее к линейной форме. Это превращение следующего типа [2] (2.13):

$$\text{Ln} (\text{Ln}(N_0/N)) = \text{Ln}B + Rn \quad . \quad (2.13)$$

Это позволяет представить кривые старения в линейной форме. Данные на рис. 2.10 могут быть представлены в линеаризированной форме. Такие кривые старения можно рассчитать для нормы и для облучения в разных дозах. По ним, методом экстраполяции по оси ординат, могут быть рассчитаны и получены данные значений – B , и значений – R . В частности, по данным эксперимента оценка (рис 2.10) этих параметров показала, что в норме $B = 0,04$, $R = 0,38$. А при облучении дозой 20 Гр эти значения составляют: $B = 0,08$, $R = 0,37$. Видно, что облучение в два раза повышает скорость процесса старения и мало влияет на параметр накопления ошибок.

Старение многоклеточных систем опишем в терминах гипотезы Сцилларда [8]. Из теории надежности можно предполагать независимость элементарных событий старения и радиационного поражения многоклеточной системы. Исходя из независимости, можно утверждать, что вероятность гибели биосистемы при облучении в данной дозе радиации может быть определена, как произведение вероятности гибели биосистемы от чисто радиационного поражения на вероятность гибели, вызванной процессами нормального и ускоренного радиацией процессов старения. При этом выживаемость на уровне субпопуляций может быть определена как произведение этих вероятностей [2]:

$$S_i^c(p) = S_i(p) \cdot e^{-Be^{RT} \cdot (\beta-1)} \quad , \quad (2.14)$$

где параметр β – показатель ускорения старения при облучении.

Таким образом, разработанные на основе теории надежности модели поражения многоклеточного организма, позволяют прогнозировать закономерности радиационного поражения на разных уровнях интеграции растения, учитывать участие процессов старения в радиобиологических эффектах. Полученные модели формируют перспективный подход к прогнозу и моделированию радиобиологических эффектов в многоклеточных системах на разных уровнях иерархии.

Данная модель (2.12) явно описывает вклад процессов старения в формирование радиобиологических эффектов. Видно, что чем больше время функционирования, тем больший вклад процессов естественного и

ускоренного радиацией старения в выживаемость субпопуляции. Эта модель позволяет учесть роль процессов старения на разных уровнях интеграции, если заменить этой моделью $S_i(p)$ во всех моделях (2.4), (2.5). Наши расчеты по реальному вкладу процессов старения в радиобиологический эффект на уровне меристемы для параметра β – показателя ускорения старения – показали, что он достигает значительной величины при больших дозах γ - радиации.

Результаты исследований показали, как на основе знания структуры объекта на разных уровнях иерархии, его функций и закономерностей радиобиологических реакций построена качественная модель радиационного поражения многоклеточного растительного организма. Модель состоит из четырех постулатов, в которых учтена вся основная феноменология радиобиологических реакций у многоклеточных систем. Предложенная нами количественная модель ориентирована на конкретный объект – высшее растение Спиродела многокоренная. Реакции других многоклеточных организмов могут различаться.

На уровне клеток различие может состоять в отсутствии большого разнообразия форм инактивации, в изменении параметра – a , в изменении вида зависимости вероятности потери способности к делению от числа попаданий в клетку, в изменении радиочувствительности отдельных клеток.

На уровне субпопуляций возможны разные ситуации. Функционирование субпопуляций не нарушается, если из всех n_0 -клеток сохраняют жизнеспособность лишь несколько. В других ситуациях может изменяться число циклов деления либо время эффективного функционирования для соматических клеток. Все эти варианты могут быть учтены в соответствующей конкретной модели. Сам подход к моделированию, через адекватно выбранную меру выживаемости, и с использованием идей и моделей теории надежности нам представляется весьма перспективным.

Структура популяции клеток из нескольких субпопуляций может быть различной, например, последовательно связанной, как в случае меристемы корня растений, отличаться общей численностью клеток и длительностью функционирования, а также скоростью и характером процессов старения. Все это может значительно изменять кривые выживаемости, но принципиальных трудностей в построении работоспособной модели пока нет.

Уровень популяции растений. Исследования изменения от дозы гамма-облучения количества растений в водной культуре Спироделы многокоренной позволили получить экспериментальные данные радиобиологических реакций уже на уровне популяции растений. Установлено, что начальный лаг-период меняется на кривую логарифмического роста количества особей в популяции растений. Можно получить также данные об изменениях численности жизнеспособных особей (зеленые щитки), нежизнеспособных (желтые щитки) и численности адаптивных форм (турионов – зимующих в водоемах, форм данного растения).

Такова структура популяции растений Спироделы многокоренной в водной культуре. Мерой выживания на уровне популяции естественно считать отношение скорости роста численности в опыте к скорости роста в контроле. На рис. 2.12 представлена кривая выживания на уровне популяции растений, а для сравнения показано кривую выживания на уровне растений, которые мы уже описывали [2].

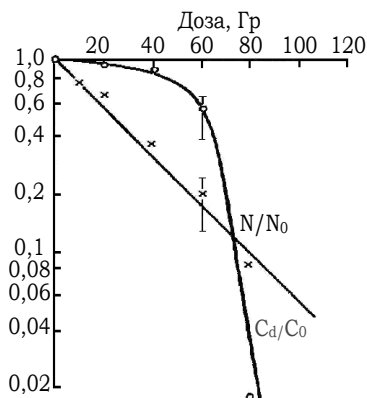


Рис. 2.12. Дозовые кривые выживания для популяции Спироделы многокоренной (C_d/C_0). Тут выживаемость определяется отношением скоростей размножения растений при облучении и в контроле. Для сравнения тут приведены кривые выживания одиночных растений (N/N_0) от дозы γ -облучения.

Видно существенную разницу в форме и в ходе кривых выживания на двух уровнях иерархии. Выживание на уровне организма постепенно уменьшается с дозой гамма-облучения, а выживание популяции вначале мало меняется, а позже, при дозах 60-80 Гр, резко падает. Природа таких расхождений понятна. При дозах облучения 60 Гр и меньше численность и жизнеспособность ряски высока (около 20 %), растения способны поддерживать высокую численность популяции значительной скоростью размножения (около 60 %). Поэтому этот вид растения имеет возможность удерживать ареал существования, не дает конкурентам возможности себя вытеснить (в частности, другим видам ряски – *Lemna minor*, *Lemna trysulka*). При увеличении дозы до 80 Гр выжившие особи ряски (около 10%) уже не способны поддерживать существенную скорость размножения (около 9%), хотя их еще достаточно много.

В сосудах, где выращивают популяцию ряски, в начале эксперимента количество особей относительно малое, поэтому растения могут размножаться практически независимо друг от друга, то есть по параллельной схеме. Для математического описания роста такой популяции предложено и показана возможность использовать дифференциальное уравнение [11] (2.15):

$$dN / dt = N(K - C) - E \cdot N^2, \quad (2.15)$$

где dN/dt – скорость роста численности популяции; N – численность жизнеспособных особей в популяции; K – параметр скорости роста

численности популяции; C – параметр, характеризующий скорость гибели особей в популяции с учетом их старения; E – параметр, определяющий конкуренцию в популяции за счет недостатка минерального питания и снижения поступления света, что уменьшает эффективность фотосинтеза и питания особей.

Понятно, что параметр E начинает проявляться и действовать только при значительной численности популяции. По экспериментальным данным мы получили значения параметров этой модели для роста популяции (рис. 2.13). Показано, что с увеличением дозы облучения параметр скорости роста ($K - C$) существенно уменьшается, а параметр конкуренции E возрастает.

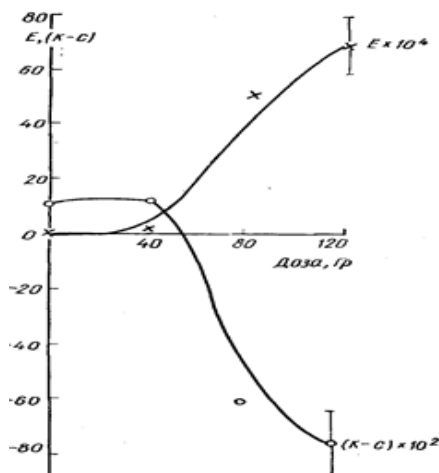


Рис. 2.13. Изменение величины параметров дифференциального уравнения роста популяции Спироделы многокоренной в зависимости от дозы гамма-облучения.

То есть построенная на основе теории надежности модель радиобиологического эффекта на уровне популяции растений адекватно описывает сущность процесса и полученные экспериментальные данные.

Таким образом, построено множество качественных и количественных моделей радиационного поражения биосистемы на разных уровнях иерархии. Полученные модели адекватно описывают наши экспериментальные данные для высшего растения – Спироделы многокоренной, для всех её радиобиологических реакций. Считаем, что предложенные подходы и модели, на основе разработанной теории надежности биосистем после соответствующих изменений, пригодны для описания радиобиологических реакций различных многоклеточных организмов. Заложенные в моделях

представления создают метод для исследования радиобиологических и биофизических процессов в иерархических биосистемах. Используемые тут идеи и подходы, основывающиеся на теории надежности, могут найти широкое применение в исследованиях на различных иерархических биологических системах, что очень важно для радиобиологии и общей биологии.

2.3.3. Проблемы количественной радиобиологии многоклеточных организмов [2]

Исследования, проведенные на относительно простом растительном организме Спироделе многокоренной, позволили полностью количественно описать радиобиологические реакции на различных уровнях интеграции и получить совпадения прогнозов математических моделей и экспериментальных данных. Анализ полученных результатов позволяет сформулировать основные проблемы количественной радиобиологии многоклеточных организмов и указать пути их решения.

1. Основная проблема современной теоретической радиобиологии – создание адекватной системы мер радиационного поражения на всех уровнях интеграции. Речь идет о возможности количественно описать кривые выживания субпопуляций клеток, основные модели и экспериментальные данные про выживаемость отдельных клеток, про выживание целого организма, как функцию выживания отдельных органов и тканей организма. Решение этой проблемы обозначает полное радиобиологическое описание сущности радиобиологических процессов у многоклеточных организмов и, в идеале, прогноз радиобиологических реакций на основании реакций отдельных клеток.

2. Следующая по значимости проблема состоит в том, что на высоких уровнях интеграции многоклеточных организмов в радиобиологическом эффекте работают динамические процессы формирования и реализации радиационного поражения. Чем выше уровень иерархии, тем больше времени необходимо для формирования поражения, и тем большее влияние на радиобиологический эффект имеет временной фактор. С влиянием временного фактора связана реализация всего разнообразия форм инактивации и форм выживания клеток, процессы восстановления и адаптации при радиационном поражении многоклеточных систем.

3. С увеличением времени радиационного поражения на высоких уровнях интеграции значительно возрастает роль процессов старения. Развитие процессов естественного старения и ускорение его при действии радиации может существенно влиять на радиобиологический эффект.

Исследования многоклеточного растительного организма Спироделы многокоренной показали пути решения этих проблем. Установлено, что каждому уровню иерархии удастся поставить в соответствие адекватную систему мер радиационного поражения. Полученные нами данные о

совпадении сущности явлений радиоустойчивости и надежности биосистем позволяют широко использовать идею и методы математической теории надежности. В основу выбора меры поражения и ее математического описания положены представления о структуре надежности, исследуемой биосистемы на разных уровнях интеграции.

На основе вероятностной модели радиационного поражения клеток (2.5.) в общую модель вводится представление о разнообразии форм поражения клеток. Введение временного фактора, например, числа циклов деления клеток, в математической модели позволяет учесть роль такого разнообразия форм поражения клеток в эффектах на высоких уровнях иерархии. Показано совпадение теоретических модельных данных с результатами эксперимента. Исследования процессов старения у Спироделы многокоренной в норме и при облучении позволило разработать модель для оценки роли процессов старения в радиационном поражении, получить значения параметров скорости процесса старения и параметра ускорения процесса старения в норме и при облучении. Конкретные экспериментальные и теоретические исследования, проведенные нами на многоклеточном организме, позволили решить сформулированные проблемы и построить адекватную количественную модель радиационного поражения организма.

Полученные данные имеют общее радиобиологическое значение и могут с успехом использоваться при создании количественной радиобиологии любого многоклеточного организма.

Анализ показывает пути и способы ориентирования, разработанного нами общего подхода для конкретного многоклеточного организма. Такое ориентирование на клеточном уровне обозначает установление форм поражения и выживания при радиационном поражении клеток. На уровне клеточных субпопуляций для переориентирования модели необходимо установить конкретные меры формирования поражения субпопуляций клеток из поражения отдельных клеток.

Выбор меры поражения определяется принципом функционирования отдельных субпопуляций клеток или тканей, состоящих из таких субпопуляций. Это позволит рассчитать выживание популяций клеток (тканей, органов) исходя из выживания отдельных субпопуляций. Мера выживания организма, может быть определена расчетом на основании оценок выживания его составляющих тканей и органов и знания структуры обеспечения надежности организма из его органов и тканей.

Таким образом, выживание организма можно рассчитать, подставляя значения выживания органов, в структуру надежности всего организма. Видно, что основная проблема построения количественной модели состоит, прежде всего, в установлении структуры надежности биосистемы на каждом уровне ее интеграции, теоретическими и экспериментальными методами. Последовательное введение математических моделей нижнего

уровня иерархии в модель следующего уровня иерархии позволяет строить количественную модель радиационного поражения практически на любом уровне интеграции. Успех такого построения зависит от разнообразия экспериментальных данных и знаний о структуре обеспечения надежности исследуемого объекта.

В целом можно сказать, что проблема конкретизации идеологии и подхода к теории надежности биосистемы, еще далека от общего решения. Сложность состоит в том, что не всегда удается установить структуру элемента на разных уровнях иерархии. Тем не менее, мы считаем, что успешность подхода теории надежности, к анализу радиобиологических реакций относительно простого многоклеточного растительного организма, формирует такую надежду. Тогда, такой подход имеет высокую эвристическую ценность. Эвристичность может состоять в перспективе дискриминации и выборе наиболее адекватного механизма среди большого количества возможных. Мы считаем, что среди множества возможных механизмов процесса, наиболее адекватный можно искать там, где обеспечивается необходимый уровень надежности. Есть возможность по оценкам параметра надежности или радиочувствительности на высоких уровнях иерархии определить характер структуры системы на нижних уровнях. Можно проводить специальные эксперименты с целью установления типа такой структуры. В этом аспекте исследовательская функция подхода с позиций теории надежности может быть очень значительной. Следует сказать, что исключительно структура надежности биологического объекта, может не исчерпывать всю структуру. Ряд возможных механизмов, элементов и процессов, могут не иметь значения в плане обеспечения надежности, но все в структуре наиболее значащее в обеспечении системы надежности биосистемы будет значащим и для функционирования объекта.

Мы считаем, что надежностный подход достаточно полезный на пути становления синтетической биологии. В этом плане радиобиология, которая является всепроникающим инструментом через ионизирующую радиацию, может делать «прозрачным» тончайшую суть многоуровневой иерархической системы. Благодаря высокой разрешающей способности радиации на базе хорошо развитой теории надежности и на ее богатом математическом аппарате появляется интересная возможность радиобиологического структурного анализа биологических объектов.

2.3.4. Математическая модель ростовой реакции корня растения после облучения при участии репопуляционного восстановления

На основании концепции надежности биологических систем нами была построена математическая модель, описывающая поведение

относительной скорости роста корня растения. Установлено, что для оценивания эффектов радиации на растениях можно использовать такие показатели, как длина корня или стебля, которые четко зависят от дозы гамма облучения. Показано, что длина корней и стеблей растений во времени меняется практически прямолинейно. Наклон этих прямых может служить мерой радиационного поражения.

Для оценки параметров этих прямых можно предложить такую формулу:

$$\text{для контрольного варианта } L_k = a_k t + b_o,$$

где L_k – длина корня, a_k – скорость роста корня, t – время, b_o – исходное значение длины проростков корней в начале эксперимента;

$$\text{для облученного варианта } L_r = a_r t + b_o,$$

где L_r – длина корня, a_r – скорость роста корня, t – время, b_o – начальное значение длины проростков корней в начале эксперимента.

Тогда величина прироста корней ΔL за время – Δt для разных вариантов будет выглядеть:

$$\text{для контроля } \Delta L_k = a_k \Delta t,$$

$$\text{для облученного варианта } \Delta L_r = a_r \Delta t.$$

Тогда исследуемый в экспериментах параметр относительной скорости роста (ОСР) корней для облученных вариантов за равный промежуток времени (практически Δt – во всех экспериментах равен суткам) может быть определен таким образом (2.16):

$$ОСР_{опр} = \Delta L_r / \Delta L_k = a_r / a_k \quad (2.16).$$

Построенные по такой формуле результаты экспериментов исследования относительной скорости роста ($ОСР_{опр}$) выглядят так, как это представлено на рис. 2.14 [10].

Исследованиями показано, что радиационное поражение всего растения в значительной степени определяется поражением его критической части – меристемы. Поражение меристемы удобно и адекватно характеризуется основной функцией – ростом корня. В упрощенном виде функция меристемы определяется обеспечением поступления достаточного количества клеток из пролиферирующего пула меристемы к зоне растяжения корня, то есть для обеспечения его роста. Рост главного корня, а затем закладка дополнительных корешков формирует эффективную корневую систему растения, что обеспечивает рост и надежность всего растения. Исходя из того, что дифференцированные клетки достаточно радиостойчивые, то радиационное поражение корней, и растения в целом, связано с

поражением пролиферирующих клеток меристемы. Поэтому предложенный и используемый показатель изменения относительной скорости роста корня может характеризовать степень поражения растения.

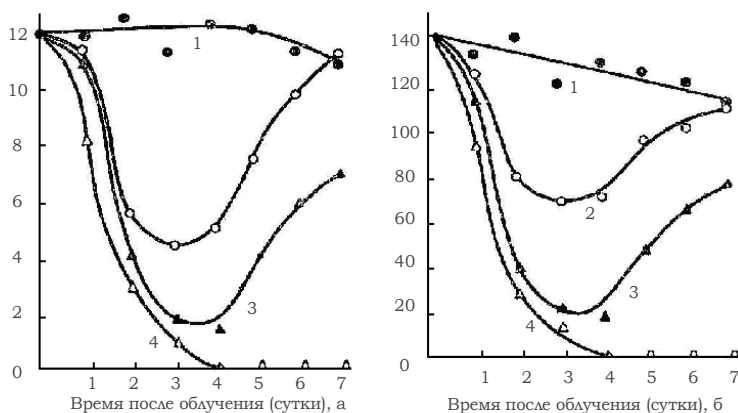


Рис. 2.14. Динамика суточного прироста корней у проростков гороха – ОСР (а) и количество клеток меристемы корня (б) в пострadiационный период 1 – контроль, 2 – гамма-облучение в дозе 4 Гр, 3-6 Гр, 4-8 Гр [14]

Подход с позиции теории надежности позволяет определить ее как систему последовательного типа, в которой клетки меристемы поступают в зону растяжения и, таким образом, обеспечивают рост корня. При этом под воздействием радиации в меристеме функционируют два относительно независимых процесса: процесс реализации поражения клеток и процесс их размножения в ходе пролиферации, то есть выполняется репопуляционное восстановление меристемы.

Для четкости дадим определение репопуляционного восстановления меристемы. Репопуляционное восстановление меристемы – это восстановление пула пролиферирующих клеток за счет выживших клеток или за счет клеток, которые не были поражены за счет статистики Пуассоновского распределения, или были восстановлены на клеточном уровне, и/или за счет так называемого центра покоя, который состоит из не пролиферирующих клеток, в так называемой Go-фазе митоза. Известно, что подобные процессы репопуляционного восстановления, свойственны системе кроветворения у животных, многим опухолям и т.д.

Анализ на основе теории надежности этой системы позволяет определить степень выживания корня как величину ОСР от времени. В силу независимости двух выше названных процессов, выживаемость может быть, определена как сумма вероятности (P_1) выживания меристемы во

времени в ходе реализации поражения, и вероятности (P_2) репопуляционного восстановления меристемы в ходе процесса репопуляции в пораженной меристеме (2.17):

$$ОСР_t = P_1(t) + P_2(t) \quad (2.17).$$

Известно, что процесс гибели клеток в популяции и процесс их репарации описывают экспоненциальными зависимостями. Математический анализ этих представлений позволил получить математическую модель для $ОСР_t$ и на основании экспериментальных кривых (рис 2.14) оценить числовые значения некоторых параметров предложенной ниже модели (2.18):

$$ОСР_t = e^{-(at + bt_2)} + \Theta(t - t_0) f(D) \{ 1 - e^{-[c(t-t_0) + d(t-t_0)^2]} \} \quad (2.18)$$

где, по оценкам из наших экспериментов $a = 0,14$ – параметр, характеризующий первичную реакцию клеток и вклад их репарации; $b = 0,035 + 0,01 D$ – параметр, характеризующий торможение роста в зависимости от дозы облучения; $c = 0,065$ – параметр, характеризующий скорость репопуляции; $d = 0,07$ – параметр, характеризующий насыщение процесса репопуляции; $t_0(D)$ – момент проявления эффекта репопуляции в ростовом процессе; f – параметр, характеризующий степень обратимости скорости роста в процессе репопуляции. При этом первая экспонента включает два параметра: a – характеризует первичные поражения клеток и вклад репарации в отдаленную реакцию ОСР корня; b – определяет степень торможения роста корня вследствие массовой гибели клеток меристемы после облучения и зависит от дозы гамма-облучения. Начиная с некоторого момента времени – t_0 – на ОСР начинают влиять процессы репопуляции. С этого момента на кривую ОСР начинает влиять величина – $P_2(t)$ – вторая экспонента, где функция – $\Theta(t - t_0)$ – это дельта функция.

Нами был проведен анализ экспериментальных данных при изучении кривых ОСР корня растений гороха после облучения проростков разными дозами гамма-радиации. Расчеты показали, что для этих процессов характерны значения параметров, приведенные выше. Следует отметить, что величина параметра – a , не зависит от дозы облучения, а величина параметра – b заметно возрастает с дозой, что свидетельствует об увеличении гибели клеток с повышением дозы. Параметры c и d не зависят от дозы, для данных из конкретного эксперимента. Значение t_0 – момент включения влияния репопуляции на ОСР – существенно зависит от дозы. Степень обратимости ОСР корня – f – также существенно зависит от дозы гамма-облучения.

Разработанная модель адекватна и эвристична. Это позволяет широко применять ее для анализа результатов эксперимента по определению ОСР корня в различных условиях и при разных влияниях.

Подход с позиций теории надежности в данном конкретном случае позволил нам построить качественную и относительно простую математическую модель явления репопуляции в ростовой реакции корня. Параметры предложенной модели имеют четкое биологическое содержание и характеризуют основные радиобиологические процессы в меристеме корня. Дальнейшее использование этой модели поможет перейти к углубленному исследованию механизмов радиационного поражения корневых систем, как критической системы, ответственной за поражение всего растения. Разработанную модель можно модифицировать и для других биологических систем, в которых активно работают системы репопуляционного восстановления, в частности, для некоторых опухолей.

2.3.5. Исследование радиобиологических реакций на организменном уровне интеграции Спироделы многокоренной

Наши исследования были направлены на изучение основных особенностей развития радиобиологического эффекта в многоуровневой системе многоклеточного растительного организма.

В мировой литературе не существует строгих попыток прослеживания основных закономерностей формирования радиобиологического эффекта в многоуровневой системе. Вопрос в том, как из разнообразных радиобиологических эффектов на уровне клеток формируется эффект на уровне клеточных популяций, тканей, органов, целого организма – остается открытым. В результате экспериментов [6] нам удалось установить фундаментальные особенности этого процесса на системе уровней клетка – субпопуляция клеток – популяция клеток (ткань) – орган. Показано, что каждый уровень имеет свою меру радиобиологического эффекта, свой набор повреждений. Между уровнями, вероятно, существует система «функциональных операторов» – механизмов, которые образуют функции вышележащего уровня иерархии из элементов нижележащих уровней. Это обстоятельство существенно отражается в образовании соответствующей меры радиобиологического эффекта, определяемой функциями данного уровня иерархии. Нами показано, что подобная иерархичность заметна в реализации радиобиологического эффекта.

Цель подобных исследований – установление основных феноменологических особенностей развития радиобиологического эффекта от уровня органа (меристемы) до уровня целого организма Спироделы многокоренной, и роли организменного уровня в возникновении и реализации эффекта на нижележащих уровнях иерархии.

Схематически целый организм спироделы можно представить как взаимодействие меристемы (уровень **М**) с остальной дифференцированной

частью растения (уровень D) в осуществлении основной генеративной функции растения – Y (рис. 2.15).

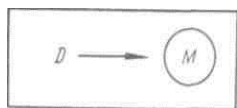


Рис. 2.15. Схематическое представление организма в виде системы двух органов: M – меристема *Спироделы* многокоренной, D – прочие органы растения, Y – генеративная функция.

Мы исследовали влияние организменного уровня на радиационное поражение, процессы восстановления и процессы старения. Можно было предполагать либо полную автономию уровня M от уровня D , что могло бы выразиться в равномерном поведении константы связи уровней M и D , либо нарастание (линейное) константы связи уровней, с течением генеративного процесса (т. е. линейное увеличение константы связи уровней с номером генерации n). Линейное нарастание можно было бы связать с ростом времени пребывания в составе меристемы зачатков, с ростом номера генерации.

Для исследования этих вопросов поставили широкую серию экспериментов с применением математического планирования эксперимента. В этих экспериментах, кроме обычных факторов, применявшихся нами ранее (D – доза γ -радиации, I – мощность дозы, τ – фракционирование дозы облучения), мы использовали еще два фактора: 4 (номер фактора в плане эксперимента) – варьирование освещенности при культивировании – от высокой освещенности в 3000 люкс до низкой – в 400 люкс, что соответствует существенному различию в фотосинтетической активности в фотосинтезирующей части щитка (уровень D); 5 – заметное варьирование полноценности питательной среды Хатнера при культивировании – от полной оптимальной среды до 0,2 полной среды. Эти два фактора позволили нам широко изменять состояние уровня D и оценивать его влияние на уровень M и на генеративную функцию Y (рис. 2.15).

В данном эксперименте предусматривалось оценить влияние уровня D на состояние меристемы и на состояние субпопуляций отдельных зачатков.

2.3.6. Исследование радиобиологических реакций на уровне популяции растений *Спироделы* многокоренной

Модельная популяция создавалась за счет ограниченного объема питательной среды в чашке Петри. Здесь действовала схема конкуренции за питательную среду и за свет. Критерием, характеризующим состояние популяции, являлся общий выход щитков – организмов в популяции. Главное отличие было обнаружено в формах существования организмов в популяции. Для особей вне популяции были свойственны, генеративная способность к генерации до 10-14 дочерних щитков, затем гибель («пожелтение») щитков.

Изредка наблюдалось появление адаптивных форм существования – турионов, особи в состоянии покоя (так называемые зимующие почки). Жизнеспособность популяции растений определялась целиком, соотношением между тремя формами существования особей – жизнеспособное состояние (зеленые особи), состояние гибели – утрата генеративной способности (желтые особи) и состояние покоя (турионы). Изменения в составе популяции и определяли реакцию популяции на то или иное воздействие (рис. 2.16.).

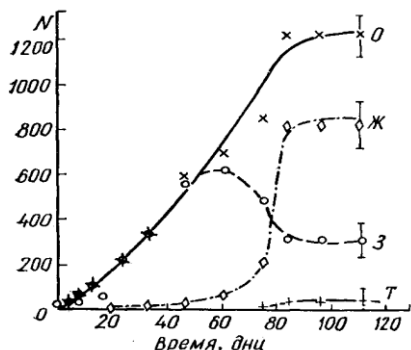


Рис. 2.16. Рост численности популяции спироделы многокоренной по общему числу особей O , по числу жизнеспособных особей $Ж$, по числу нежизнеспособных особей $З$, по выходу турионов T в зависимости от времени.

Видно, что кривая роста популяции по численности имеет сигмоидальный характер. На 20-й день роста в популяции начинается процесс гибели щитков – появляются желтые особи. На 70-й день роста наблюдается выпадение турионов.

2.3.7. Исследование особенностей процесса старения на уровне популяции растений и влияние на этот процесс радиации.

В специальном эксперименте нами получены данные о влиянии организменного уровня D на процессы старения, реализуемые через генеративную систему – меристему (M). Следует вспомнить, что процесс старения данного объекта описывается кривыми зависимости выхода N/N_0 в дочерних генерациях (от 1 до 12), в норме и при облучении в разных дозах (рис. 2.11.). Кривые такого типа хорошо описываются с позиций теории Бейера и др., основанной на гипотезе Сцилларда о накоплении ошибок в процессе старения [8], через, упомянутое выше, уравнение Гомпертца (2.9.), где B – параметр скорости старения; R – параметр скорости накопления ошибок. После двойного логарифмирования можно привести формулу Гомпертца к более простому и удобному виду (см.2.13)

Данное представление кривой старения позволило сравнительно легко оценивать параметры кривых. Нас интересовала зависимость параметров

процесса старения от факторов, варьирующих состояние уровня **D**, а через него – их влияние на процессы старения меристемы.

Рассмотрим сначала параметр скорости старения. Среднее значение скорости старения **B** составляет 0,15. При низком уровне питания скорость старения увеличивается более чем в два раза (**B** = 0,39). При низкой освещенности, скорость старения увеличивается, по отношению к среднему значению, в 1,5 раза (**B** = 0,22). Видимо, существует заметное влияние уровня интеграции – **D** на процесс старения, осуществляемое посредством влияния уровня питания на скорость процесса старения. При этом, несколько еще не истощены пролиферативные возможности, собственно меристемы.

Представляет интерес влияние уровня **D** на параметр скорости накопления ошибок **R**. Среднее значение скорости накопления ошибок в расчете на одну генерацию составляет 0,268, которую мы примем за 100 %. При выращивании спироделы на высоком уровне питания наблюдается повышение скорости накопления ошибок на 27%. Вероятно, это происходит вследствие более высокой пролиферативной активности клеток меристемы, при полной среде питания. Высокая скорость пролиферации может приводить к большому накоплению в популяции мутантных клеток, что увеличивает скорость процесса старения за счет накопления ошибок. Аналогично, при высоком уровне фотосинтетической активности, при высокой освещенности, при культивировании, наблюдается повышение скорости накопления ошибок на 7%. Таким образом, при высоком уровне освещенности и питания наблюдается повышение скорости накопления ошибок и в то же время снижение скорости старения в меристеме спироделы.

Можно говорить о том, что процессы старения лимитируются и определяются не только теми процессами старения, которые реализуются на уровне клеток и клеточных популяций, но и в значительной степени могут зависеть от состояния организменного уровня данного растения. При этом высокая освещенность и полная среда снижают скорость старения но, вместе с тем, увеличивают скорость накопления ошибок.

Для развития предложенной концепции о радиобиологических реакциях многоклеточных систем нами проводились экспериментальные исследования особенностей процесса старения на уровне популяций растений и влияния радиации на этот процесс. Предполагалось изучить особенности выбора и поведения меры радиобиологического эффекта на уровне популяции, роль динамического фактора и особенности процесса старения на этом уровне.

Эксперимент проводили следующим образом: десять родительских пар щитков помещали в жидкую среду Хатнера [11] в чашки Петри. Так создавалась исходная популяция растений (лабораторная популяция). Общая среда создавала модель «мини-пруда», в котором в упрощенной форме проявлялись все популяционные отношения, а именно конкуренция за

питательную среду и за свет. Неизбежное упрощение связано здесь с отсутствием межвидовых отношений, климатических колебаний, свойственных популяции спироделы многокоренной в естественных водоемах. Упрощение, позволяет в этой модельной популяции отделить внутривидовые отношения от ценологических. В опыте мы исследовали изменение численности особей в популяции со временем и изменение качественного состава при различных дозах облучения (от 20 до 120 Гр) и различном уровне питания и освещенности.

Общая феноменология поведения численности популяций спироделы следующая. Численность лабораторной популяции (сообщества) изменяется по следующему закону (рис. 2.16): сначала заметный лаг-период, потом период логарифмического роста и затем выход на стационарный уровень. При этом по мере роста популяции намечается некоторая качественная структура популяции по степени ее жизнеспособности. На 60-е сутки роста в популяции появляется заметное число нежизнеспособных особей (желтые щитки на графике обозначены **Ж**). При этом рост числа жизнеспособных зеленых особей (на графике **З**) достигает максимума на 60-й день роста популяции, а затем происходит резкий спад за счет массовой гибели. Примерно в этот же период формируются турионы (**Т**), которые находятся в обратимом состоянии. Массовая гибель особей в норме связана с резким проявлением процессов старения на уровне популяции. Такова основная феноменология процесса.

На рис. 2.17. дозовые зависимости выживаемости популяций (выживаемость определялась как отношение числа особей-щитков спироделы в опыте к их числу в контрольном варианте) в различные сроки роста популяции.

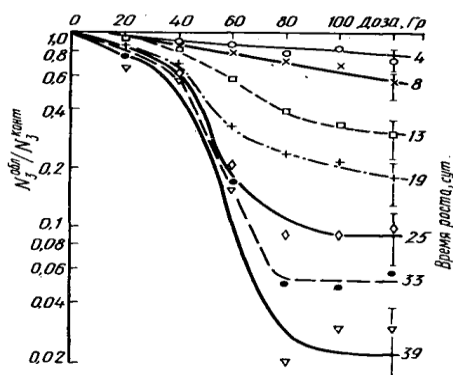


Рис. 2.17. Дозовые кривые выживаемости $N_3^{обл} / N_3^{конт}$ популяции спироделы многокоренной для различных моментов времени роста (от 4 до 39 суток).

Видно, что в начальные сроки роста популяции (4, 8 суток) кривые выживаемости линейны, а затем искажаются, и к 39 суткам роста популяции приобретают явно выраженный S-образный пороговый характер. Пороговый

характер кривых выживаемости нетрудно объяснить в рамках предложенной концепции о радиобиологических реакциях многоклеточных организмов. В популяции растений наблюдается относительно независимое параллельное функционирование особей. Поэтому при малых и средних дозах радиации имеет место ситуация, когда число жизнеспособных особей достаточно велико и способно обеспечить высокую численность популяции. При увеличении дозы облучения выше порога, создается ситуация с большим числом нежизнеспособных особей в популяции, вследствие поражения и интенсивных процессов старения, которые уже не способны восстановить достаточно большую численность популяции даже за большое время размножения. Искривление дозовых кривых, с течением генеративного процесса, при средних и высоких дозах облучения, объясняется тем, что со временем все больше проявляются радиационные повреждения зачатков и меристемы, в целом, (здесь в явном виде проявляется большое влияние на радиобиологический эффект динамического фактора), а этот процесс, в свою очередь, заметно усиливается за счет процессов естественного старения и старения, ускоренного действием радиации. Таким образом, можно полагать, что динамические процессы и процессы старения определяют ход и характер дозовых зависимостей в популяции растений Спироделы многокоренной. По данным рис. 2.17 нами построена зависимость радиочувствительности популяции по величине LD_{50} в зависимости от времени генерации (рис. 2.18).

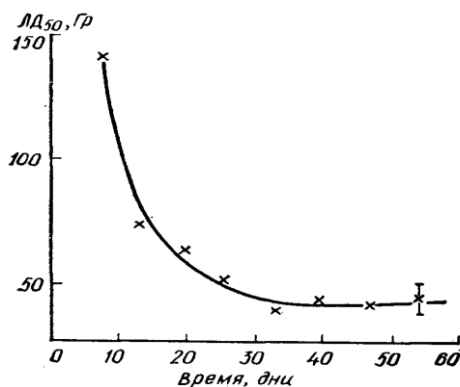


Рис. 2.18. Изменение радиочувствительности (LD_{50}) популяции спироделы многокоренной в кинетике роста.

Видно, что радиочувствительность популяции резко повышается со временем, в основном за счет интенсивных процессов старения, а затем уровень радиочувствительности стабилизируется. Полученные данные отчетливо указывают на заметную роль динамического фактора и факторов старения в радиобиологической судьбе популяции растений в системе экологического сообщества.

Для описания процесса роста популяции и влияния на этот процесс облучения мы использовали известную математическую модель роста популяции в виде дифференциального уравнения (2.15).

По этой модели, провели обработку результатов экспериментов и рассчитали зависимость коэффициентов уравнения от времени. На рис. 2.19 представлено поведение коэффициентов от времени размножения. Видно, что $(K - C)$ со временем убывает, вдвое за счет процессов старения, а E задает конкурентные отношения, которые в начале роста заметны, а затем убывают со временем. Такие данные получены в норме.

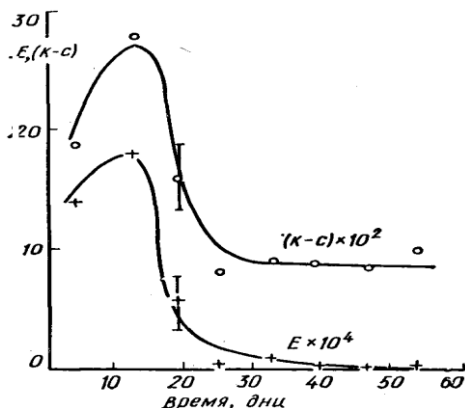


Рис. 2.19. Изменения в процессе роста популяции спироделы многокоренной параметров уравнения роста: $(K - C)$ — скорость роста, E — конкуренция в популяции.

При облучении (рис. 2.20) картина несколько иная. Хорошо видно, что с увеличением дозы облучения резко падает скорость роста популяции, вероятно, за счет естественного и радиационно-индуцированного процессов старения. В то же время резко возрастают с увеличением дозы конкурентные отношения в популяции вследствие массовой гибели и старения особей в популяции. Все это отражает существенный вклад процессов ускоренного и естественного старения в жизнеспособность популяции (сообщества), которые реализуют себя через уменьшение скорости роста и возрастание конкуренции с увеличением дозы γ -облучения.

Для выбора адекватной меры выживаемости мы исходили из того, что рост контрольной и облученной популяций описывается простой экспоненциальной зависимостью. Рост популяции в контроле описывается формулой:

$$N_t^{\text{конт}} = N_0 e^{C_0 t}, \quad (2.20)$$

где N_0 — исходное число особей в момент времени $t = 0$; $N_0^{\text{конт}}$ — число особей в популяции к моменту времени t в контроле; C_0 — скорость роста популяции.

Рост популяции при облучении описывается формулой:

$$N_t^{обл} = N_0 e^{C_D t}, \quad (2.21)$$

где $N_t^{обл}$ – число особей в облученной популяции к моменту времени t ; C_D – скорость роста облученной популяции.

При определении выживаемости обычно определяют отношение численности особей в облученной популяции к численности в контроле:

$$N_t^{обл} / N_t^{конт} = e^{(C_D - C_0)t}. \quad (2.22)$$

Видно, что логарифм отношения численности особей в популяции линейно зависит от времени роста. Для проверки этого обстоятельства мы построили график зависимости $(C_D - C_0)$ от времени для разных доз облучения. Из графика (рис. 2.20) видно, что для всех доз облучения в полулогарифмическом масштабе в зависимости $(C_D - C_0)$ от t наблюдается линейный ход кривых.

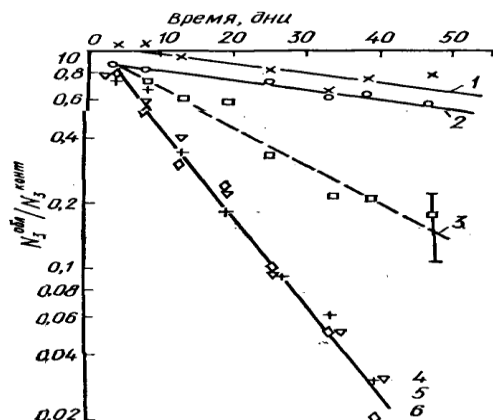


Рис. 2.20. Кинетика выживания $N_3^{обл} / N_3^{конт}$ популяции спироделы многокоренной при разных дозах гамма- облучения: 1–20 Гр, 2–40 Гр, 3–60 Гр, 4–80 Гр, 5–100 Гр, 6–120 Гр.

Такие кривые выживаемости целесообразно описывать параметром скорости роста популяции (C_D/C_0) . Этот параметр наилучшим образом характеризует поведение популяции во времени, для разных доз облучения, и может служить адекватной мерой выживаемости на уровне популяции растений Спироделы многокоренной. По методу наименьших квадратов по кривым (рис. 2.20) были определены значения параметров скорости роста для разных доз γ - облучения и построена дозовая кривая выживаемости для популяций (см.рис. 2.12.).

Эта мера выживаемости является наиболее представительной на уровне популяции. Для сравнения на этом же графике приведена кривая выживаемости для одиночного растения Спироделы многокоренной по его

генеративной способности. Зависимость для выживаемости одиночного растительного организма имеет линейный характер (в полулогарифмическом масштабе), а выживаемость на уровне популяции – явно выраженный пороговый характер. Пороговость кривой выживаемости популяции связана с тем, что при дозе облучения меньше 60 Гр число жизнеспособных особей велико, и они в ходе размножения способны обеспечить высокую скорость роста популяции, вопреки процессу гибели и старения, проявляющемуся в снижении скорости роста и конкуренции. При дозах облучения выше 60 Гр наблюдается резкое снижение скорости роста и рост параметра конкуренции, что приводит к массовой гибели особей и неспособности популяции сохранить достаточную скорость роста. На уровне популяции растений Спироделы многокоренной наблюдается своеобразное проявление основных постулатов качественной модели радиобиологических реакций многоклеточных систем. Оказалось, что адекватной мерой радиобиологического эффекта на уровне популяции является скорость роста популяции. Эта мера наиболее представительно отражает общее состояние популяции не только в данный момент времени, но и во всей динамике. Динамический постулат модели проявляется в возрастающей радиочувствительности со временем роста популяции вследствие проявления различных форм поражения и реализации процессов старения.

Процесс старения в популяции при облучении проявляется в резком снижении с дозой скорости роста, из-за роста параметра старения (естественного и индуцированного) и нарастания степени конкуренции в популяции. Пороговость в радиобиологическом эффекте на уровне популяции растений является, следствием прежде всего, высокой надежности способа размножения Спироделы многокоренной за счет последовательно-параллельной структуры, в ходе реализации в популяции недихотомической родословной. Здесь каждая особь является родоначальником новой цепи в процессе размножения и в зависимости от состояния дает тот или иной вклад в скорость роста всей популяции и в ее структуру по степени жизнеспособности. Наши исследования на уровне популяции подтвердили полноту и адекватность всей концепции применительно к уровню популяции растений, что позволяет говорить о возможности ее широкого использования.

2.4. Принципы анализа надежности биологических объектов

Напомним, что надежность биологической системы можно определить следующим образом: надежность – это способность биологической системы с определенной вероятностью функционировать значительное время в реальных условиях среды.

Биологические системы обладают множеством функций, которые при действии различных факторов могут менять свои характеристики (усиливаться или ослабляться) или даже полностью отказывать. Будем называть отказом функции биологической системы такое ее состояние, когда уровень функционирования падает ниже ее порогового уровня (например, 50% от оптимального значения эффективности функционирования).

Поскольку в биологической системе все функции взаимосвязаны, то отказ ее, как целостного образования, также может произойти при отказе определенного (порогового) числа функций.

Надежность сложной системы обеспечивается: надежностью ее элементов, существованием систем восстановления поврежденных элементов и их резервированием.

Надежность самих по себе элементов определяется их способностью сохранять значения своих параметров в условиях действия стрессоров.

Восстановление является одним из основных механизмов, обеспечивающих надежность функционирования биосистем. Определим восстановление (процесс и результат) поврежденного (отказавшего) элемента, как возврат его в исходное состояние, или замену отказавшего элемента системы на исправный, который воссоздается по сохранившимся шаблонам или продуцируется путем пролиферации, элементов, сохранивших свои показатели в пределах нормы или берется из резерва элементов. Последнее означает, что еще одним фактором надежности системы является наличие структурной и функциональной избыточности ее элементов. Структурное резервирование – наличие в системе избыточных элементов или подсистем, находящихся в различных режимах функционирования (см.рис. 2.1) – ненагруженном (холодном), малонагруженном (теплом) и нагруженном (горячем) состояниях [3]. В зависимости от режима работы с той или иной скоростью резервные элементы вступают в функционирование взамен отказавших рабочих элементов. Кроме структурного резервирования, у биологических систем различают и другие типы резервирования. Временное резервирование – метод повышения надежности объекта, предусматривающий использование избыточного времени. Информационное резервирование – использование избыточной информации. Функциональное резервирование – использование способности элементов выполнять дополнительные функции – и так далее.

В целом можно сказать, что надежность технической системы может быть определена на уровне проектирования, путем создания удачной схемы, оптимально использующей различные типы восстановления и резервирования. Техническим системам свойственна одна важная закономерность: когда схемы выбираются таким образом, чтобы элементы длительного использования восстанавливались, а элементы кратковременного использования резервировались.

Существенная трудность, с которой мы встречаемся при анализе надежности биосистем, заключается в том, что структура этих систем малоизученна.

Применение и развитие теории надежности для биологических объектов создают возможность, с помощью идей и методов данной теории, с достаточной эвристичностью, изучать структуру биосистемы и способы обеспечения надежности, заложенные в данной структуре.

Рассмотрим факторы, действующие на живой организм и вызывающие его отказы. В качестве действующих факторов (внутренних и внешних) могут рассматриваться любые факторы биогенной и абиогенной природы, которые приводят при превышении некоторого уровня (порога) к появлению отказов и к увеличению интенсивности отказов в элементах, подсистемах, в результате чего и в целой системе. При этом в качестве рецепторов на воздействие внутренних и внешних факторов выступают элементы системы, а не система в целом, и отказы оценивают по отказам функций, свойственных и выполняемых данной системой или элементом. Под отказом при этом предлагается понимать утрату работоспособности элемента или системы. При этом после воздействия проходит некоторый период времени, когда первичный отказ формируется в отказ элемента. Отказы относятся к статистическим повторяющимся событиям, происходящим в процессе нормального функционирования и при экстремальных нагрузках на систему. Всякие другие повреждения в системе, не удовлетворяющие этим условиям, следует, видимо, относить к категории повреждений, не свойственных системе, и по отношению к которым не эффективны системы надежности.

Для технических систем, возможно, перечислить ряд внешних и внутренних факторов, вызывающих отказы, и определить надежность системы в этих условиях. Отличие биологических систем, от технических в этом плане состоит в том, что внутренние и внешние факторы, вызывающие отказы в биосистемах, никогда полностью не известны, не ясно место их воздействия и механизм формирования отказов от каждого из факторов [4]. Можно сказать, что исследование надежности биосистемы должно включать как необходимый элемент изучение характера, количества и типов внешних и внутренних факторов, вызывающих отказы элементов и биосистемы. Эвристичность теории надежности при анализе биосистемы в первую очередь может состоять в определении круга внешних и внутренних факторов, вызывающих отказы, что определяется элементами системы, ее структурой и способами функционирования. Изучение этого вопроса является одной из основных задач исследования надежности биологических объектов. В технике существует хорошо разработанная классификация отказов, которая в целом применима к анализу надежности биосистем, но требует развития в связи с тем, что

определение и классификация отказов в биосистеме не очевидны и являются предметом либо индуктивного (от отказа системы к причине отказа, к отказу элемента) либо дедуктивного анализа (от отказа элемента к отказу системы). Отказ, по характеру изменения параметра системы, делится на внезапный или постепенный, полный или частичный; по характеру связи между отказами – на зависимые или независимые отказы; по внешним проявлениям отказа – на очевидные или скрытые отказы. По причинам возникновения отказы бывают конструкционные, отказы вследствие ошибок при изготовлении, эксплуатационные отказы, естественные и искусственные.

Важное отличие биологических систем от технических состоит в том, что в технике все внешние воздействия могут быть предусмотрены и систему можно испытать на надежность к любому из факторов, а в случае биологических систем множество внешних факторов, вызывающих отказы, не может быть предусмотрено, в особенности, трудно предусмотреть время и уровень воздействия экстремальных факторов среды, неизвестны также комбинации воздействующих факторов. Важной характеристикой биосистемы, которую можно, видимо, получить при анализе надежности биосистем, являются прогноз поведения данного объекта в неизвестных заранее условиях среды на основе знания структуры обеспечения надежности системы, и классификации действующих факторов по реакции на них систем надежности.

Здесь отчетливо проявляется действие принципа фундаментальности, характеристики надежности биосистемы, состоящие в данном случае в том, что место возникновения отказа, тип отказа, способы его устранения и реализации определяются не только и не столько первично воздействующим внешним фактором, а в первую очередь структурой, устройством системы, т. е. фундаментальными свойствами, сформированными и закрепленными в процессе эволюции объекта. Позднее мы вернемся к принципу фундаментальности.

Биологическая система по своей структуре, видимо, является системой строго иерархической [2], что отражается на ее надежности. Рассматривая простейшую иерархическую систему из n -уровней (см. рис. 2.2.), нетрудно показать, что система с иерархическим принципом организации структуры заметно надежнее, чем другие типы структур (автономного типа и пр.).

Все выше сказанное, подтверждает фундаментальность свойства надежности, которая, как мы видим, существенно зависит от структуры системы и заложена в ее устройстве. Можно предположить, что устойчивость к конкретному типу воздействия зависит от того, сколько элементов и какого уровня иерархии затрагиваются данным воздействием, какова надежность элементов данного уровня иерархии по отношению к

данному воздействию. Особенностью биологической системы, как иерархической является то, что это свойство системы проявляется и разворачивается во времени и формирование отказов на разных уровнях требует различного времени. При этом, чем выше уровень иерархии, тем больше времени требуется для формирования отказа элемента. В биологических системах особую важность приобретают системы перехода между уровнями, определяющие организацию иерархической системы и вероятность передачи повреждения — отказа с нижележащего уровня иерархии на выше лежащий уровень.

Изотропность (одинаковость) элементов одного уровня иерархии, например клеток, выполняющих одинаковую функцию, обеспечивается действием и широким использованием в биосистемах матричного принципа. По определению Н. В. Лучника [4], матричный принцип сводится к тому, что построение структур, несущих большой объем информации, а значит, и имеющих большую вероятность в случае отказа сформировать отказ на вышележащем уровне, осуществляется с помощью расположения элементарных единиц данной структуры на матрице и дальнейший их синтез.

Принцип иерархичности, в осуществлении, репродуктивной функции подробно проанализирован и сформулирован в виде эстафетного принципа, согласно которому «воспроизведение сложных образований, построенных из большого числа идентичных (или сходных) структур, осуществляется путем передачи репродуктивной функции лишь одной из новообразованных структур. Этот принцип касается связи между различными уровнями организации живых организмов, другими словами, формулирует закон, по которому соответствующие структуры строятся из структур низшего порядка. Сложные организмы строятся иерархически, причем последовательные уровни строятся поочередно, то из двух, то из многих элементов предыдущего уровня» [4] (см.рис. 2.3.).

Здесь достаточно подробно описан иерархический принцип организации биосистемы по отношению к функции воспроизведения. К данной схеме вполне применим анализ, который мы провели выше, по надежности иерархических систем. Проявление такого эстафетного принципа может означать, что из множеств элементов одного уровня функционирует и может передать свой отказ только один элемент. Если таким элементом является случайно избранный из двух или множества элементов, то система является более надежной, чем система с заранее выбранным элементом эстафеты, так как вероятность отказа конкретного выбранного элемента составляет P , а вероятность отказа, произвольно выбранного из M одинаковых элементов, равна P/M , т. е. в M раз меньше.

Каждый биологический объект или система занимает определенное место в иерархии ниже- и вышележащих уровней биологической организации (см.рис. 2.3.).

Каждый из уровней биоиерархии состоит из элементов – подсистем, включающих в себя элементы нижележащих уровней. Каждый биологический объект является элементом соответствующего уровня иерархии со свойственными ему функциями. Сравнение надежности биологических объектов следует, видимо, проводить между элементами одного уровня иерархии по соответствующей мере. На каждом из уровней иерархии определяются и их основные функции, отказы функций и элементов.

В соответствии с характером основных функций биологического объекта, исследуемого на конкретном уровне биоиерархии, определяется соответствующая мера надежности. Поскольку элементам различных уровней, свойственны разные основные функции, то и меры надежности различны. Например, при сравнении двух экосистем можно предполагать, что более надежной является та, которая имеет большую размерность пространства варьируемых факторов. Такое свойство биосистемы может обеспечить ей более надежное и эффективное функционирование в случайно изменяющихся условиях внешней среды и во времени. В качестве безразмерной численной меры надежности экосистемы предлагается, отношение размерности данной экосистемы к общему числу экологических факторов, свойственных биосфере. На уровне биогеоценозов можно оценивать их надежность по количеству видов, находящихся в состоянии высокоэффективного функционирования, к общему числу видов в биогеоценозе.

Надежность популяции организмов целесообразно определить, через отношение объема оптимальной зоны экологической ниши к объему всей экологической ниши, определяющей пределы выносливости вида. Таким образом, удастся получить оценку надежности элемента на каждом из уровней биоиерархии, последовательно формируя соответствующие количественные меры надежности, свойственные элементам всех вышележащих уровней иерархии. Такой метод может позволить сделать априорную оценку надежности организмов различных видов, принадлежащих разным популяциям, биогеоценозам и экосистемам. Наличие характеристики надежности биообъекта, может позволить сделать прогноз надежности данной системы в самых разнообразных, случайно возникших условиях среды, не имея данных о структуре самой системы, только на основании оценок надежности элементов, вышележащих уровней биоиерархии.

Из всего сказанного вытекает принцип фундаментальности свойства надежности биологических объектов. Надежность биосистемы в условиях нормальных и экстремальных воздействий определяется свойствами системы: надежностью элементов, типом и характером организации структуры системы, функционированием заложенных в ней систем

обеспечения надежности, сформированных в свою очередь в ходе эволюции организма и зависящих от положения системы в общей биоиерархии, которая определяет и формирует фундаментальные свойства биосистем.

Надежность биологических систем проявляется в условиях нормального функционирования и обеспечивает его. Можно полагать, что данные условия среды являются нормальными благодаря системам обеспечения надежности, которые были сформированы на предшествующих этапах эволюции данного биообъекта. Кроме нормальных условий функционирования, на систему могут оказывать и оказывают воздействие различные экстремальные факторы среды. В биологии это явление получило название -устойчивости биологических объектов к различным внешним экстремальным воздействиям. Результат любого экстремального внешнего воздействия, можно представить, как повышение частоты и интенсивности отказов во всех или отдельных элементах системы. Устойчивостью будем называть форму проявления надежности в конкретных условиях внешней среды. Понятие надежности носит фундаментальный характер, а понятие устойчивости – прикладной. При исследовании надежности биологических систем особые требования предъявляются к методам и схемам их испытания. Если мы ограничимся задачей сравнения надежности двух биологических объектов в конкретных условиях, то подобная задача сравнительно легко решается. Проводятся испытания надежности объектов и фиксируются отказы системы. В результате такого сравнительного испытания могут быть получены необходимые параметры надежности объектов, среди которых могут быть выделены, наиболее устойчивые в данных конкретных условиях испытания. Основная задача, которую должно выполнить испытание с помощью соответствующих схем и методов, это анализ структуры самой системы и анализ системы обеспечения ее надежности. Для целей подобного фундаментального подхода к изучению биологического объекта необходимы специальные «анализирующие» схемы и методы испытания [5], которые позволяют получать глубокие сведения о работе системы и о функционировании ее систем надежности. Эти вопросы будут обсуждаться в дальнейшем.

Допустим, что нам удалось за счет подбора схемы испытания оценить основные характеристики систем надежности, т. е. оценить надежность элементов системы, определить возможное количество и типы систем восстановления элементов, оценить характеристики и принципы работы различных систем резервирования, их кратности, скорости включения, режимы работы, взаимодействие, число каналов восстановления. Все это получить довольно трудно, и все-таки не означает, что задача исследования надежности биосистемы решена [2]. Известно, что

система заданной надежности, из заданного числа элементов, с заданными характеристиками, может быть построена множеством способов [4]. Неоднозначность – важное обстоятельство, которое может возникнуть при исследовании надежности биосистем. Другая особенность, это то, что биологические системы сложны, а уровень экспериментальной возможности не позволит, провести все необходимые схемы испытания. Такие свойства биосистем требуют самого широкого применения метода моделирования системы надежности биологического объекта. Методы моделирования могут быть различными; начиная с логического моделирования путем построения блок-схем функционирования систем обеспечения надежности организма и кончая математическим моделированием. Необходимо отметить, что задача математического моделирования в случае биосистем существенно отличается, от применяемой по отношению к техническим системам. В этом случае математическое моделирование решает прямую задачу – определение параметров той или иной системы. В биологии задача обратная. В математическое моделирование биосистем входит построение математических моделей процессов или объекта с использованием данных, полученных в разнообразных специальных анализирующих испытаниях надежности биологических объектов, с использованием знаний о биологических особенностях объекта [2]. Затем, построив такую модель первого приближения, на ее основании необходимо рассчитать оценку параметров надежности объекта и сравнить с теми оценками, которые получены в соответствующих испытаниях. Если наблюдается хорошее соответствие, необходимо провести специальные испытания, позволяющие оценить параметры, введенные в модель априорно на основании теоретических предположений о структуре системы и особенностях ее функционирования. Хорошее совпадение значений этих параметров говорит в пользу правильности постулатов самой модели, т. е. могут быть разработаны несколько моделей, адекватно описывающих систему и ее надежность. Окончательная дискриминация моделей производится в ходе специального испытания. При этом проверяются состояние и надежность системы в различных экстремальных ситуациях, причем эксперимент позволяет сравнить расчетные значения параметров с экспериментальными и тем самым произвести дискриминацию моделей. Варьируя типы и уровни внешнего воздействия, и проводя дальнейшие сравнения теоретических и экспериментальных значений параметров, можно добиться желаемого соответствия между моделью и исследуемым объектом. Такая циклическая процедура моделирования и экспериментирования позволяет строить вполне адекватные и эвристичные модели биологических объектов и их систем надежности.

2.5. Конкретные методы испытания надежности биологических систем

Существуют следующие задачи испытания биологических систем на надежность: определение количественных параметров надежности; выявление принципов и закономерностей формирования и работы систем, обеспечивающих биологическим системам чрезвычайно высокую надежность. К биологическим объектам в принципе применимы методы испытания технических систем. Для этого, вводят в испытание достаточно большую выборку биологических объектов и фиксируют во времени отказы, происходящие в системе. Понятие отказа определяется заранее. Если объект допускает проведение достаточно длительных испытаний, то в результате мы можем получить зависимость вероятности безотказной работы – $P(t)$ от времени [2,4]. Используя эту зависимость, можно получить количественные оценки различных критериев надежности биологических систем. В подобных испытаниях, проводимых по аналогии с испытаниями технических систем, можно решить задачу определения количественных критериев надежности. Другая задача испытаний – изучение природы надежности – требует постановки специального анализирующего типа испытаний. Подобная схема испытаний должна обеспечивать изучение систем надежности биологических объектов, т.е. механизмов восстановления и резервирования. Данная система испытания, по-видимому, будет представлять собой систему ускоренных, форсированных испытаний надежности, в результате которых необходимо получить данные о системах надежности биологического объекта не только и не столько для условий форсированного режима, а для нормального состояния системы. Далее мы остановимся на особенностях подхода теории надежности к анализу сложных систем путем проведения специальных анализирующих схем испытания, к принципам выбора схем испытания.

2.6. Конкретные экспериментальные исследования. Обоснование выбора объекта исследований. Биологические особенности объекта. Методы исследования

В задачу исследований входило обоснование и подтверждение основных принципов анализа надежности биологических систем. На основе методов испытания надежности биологических объектов и применения их в конкретных исследованиях. Успех решения задачи исследования системы надежности растительного организма, во многом определяется выбором объекта исследований.

Для опытов необходим сравнительно простой биологический объект, представляющий собой многоуровневую иерархическую систему с достаточно простыми функциями. Простые функции удобны для четкого

фиксирования отказов в функционировании объекта. В качестве такого простого объекта с многоуровневой иерархической структурой нами предложено использовать Спироделу многокоренную – представитель семейства рясковых, высшее растение [2]. Особи Спироделы представляют собой зеленые щитки – филлокладии. В щитке имеется (см.рис. 2.4, 2.5) генеративный орган – меристема. Меристема состоит из зачатков различного размера, что соответствует различным стадиям онтогенеза щитка. С правой и левой сторон меристемы имеются «карманы», из которых в соответствии с недихотомической родословной поочередно появляются дочерние щитки. Родительский щиток правого клона в родословной обозначается «О», а дочерние щитки, выходящие из правого кармана – 1, 3, 5, 7, а выходящие из левого – 2, 4, 6, 8, 10. Важно отметить, что генерация дочерних щитков происходит последовательно. При этом, если зачатки первых дочерних щитков представлены в родительской меристеме тысячами клеток, то зачатки поздних 7-8 генераций представлены в родительской меристеме в виде зачатков из нескольких клеток. В связи с этим, клетки зачатков первых дочерних генераций до момента формирования дочернего щитка способны осуществить 1-2 деления, а клетки поздних дочерних генераций – до 6-8 делений. Схематически данный объект как многоуровневую иерархическую систему можно представить в виде четырехуровневой системы (см.рис. 2.5.)

В нашем анализе, в меристеме нижним уровнем иерархии является уровень клетки. Клетки входят, как элементы в следующий уровень иерархии – субпопуляцию клеток зачатков различного размера. Субпопуляции клеток, в свою очередь, являются элементами и образуют следующий уровень иерархии – популяцию клеток меристемы (меристематическую ткань). Меристема входит как элемент в организменный уровень иерархии. Данная многоуровневая система имеет четко выраженную генеративную функцию – закладку и формирование дочерних щитков. Таковы самые основные биологические особенности объекта [2].

В качестве основной схемы испытания мы избрали схему из трех факторов. В этой схеме в качестве основного фактора, индуцирующего пуассоновский (простейший) поток отказов в меристеме, применяется ионизирующая радиация Д (γ -радиация ^{60}Co) в различных дозах.

Схема основных опытов была следующей. Колонии щитков Спироделы культивировали на жидкой среде Хатнера [11] в люминотермостате при температуре 26°C и освещенности 2 тыс.люкс. Из клона отбирали зрелые пары щитков, принимая их как родительские. Отобранные пары пересаживали на агаризованную среду в чашку Петри. Здесь, по мере культивирования, производили откладку и учет родословной в соответствии с недихотомической родословной [2]. Отобранные пары родительских щитков (0—1 по родословной) в пробирках облучали γ -лучами и затем, в

процессе их культивирования, на агаре, проводили учет и пересаживание в чашках Петри, соответствующих дочерних щитков 1, 2, 3, ... 14 генераций. О степени поражения или восстановления судили по появлению дочерних щитков соответствующих генераций в родословной.

При постановке данных исследований мы, в основном, пользовались методами математического планирования эксперимента [17,18]. Это позволило проводить многофакторные эксперименты при реальном числе вариантов и, в результате, построить статистическую модель исследуемого явления. В этой модели сделана попытка независимо оценить влияние каждого из факторов, определяющих радиустойчивость субпопуляций клеток меристемы, и выявить степень их взаимодействия. Для проведения активного эксперимента мы применяли различные типы планов (использовали двухуровневые полные факторные эксперименты а также Ортогональный Центральный Композиционный План (ОЦКП) для трех факторов).

Сейчас мы остановимся на последнем. В эксперименте по плану ОЦКП каждый из факторов варьировал, придавая 5 дискретных значений. Фактор γ -облучения (Д) использовали для индукции потока отказов (x_1) на следующих уровнях: 1,572 крад (15,72 Гр) (-а) – звездная точка плана; 2 крад (20 Гр) (-1); 4 крад (40 Гр) (0); 6 крад (60 Гр) (+1); 6,428 крад (64,28 Гр) (4-я) В скобках указаны преобразованные кодированные значения уровней факторов ($a = 1,215$). Выбор уровня доз был определен в предварительных экспериментах. Исходя из предположения, что изучение мощностных зависимостей радиационного эффекта дает возможность выявить быструю компоненту восстановления, в качестве второго фактора I использовали мощность дозы γ -облучения (x_2). Уровни фактора: 1,42 р/сек (142 Гр/сек) (-а); 28 р/сек (0,28 Гр/сек) (-1); 150 р/сек (1,5 Гр/сек) (0); 272 р/сек (2,72 Гр/сек) (+1); 298 р/сек (2,98 Гр/сек) (+а). Для обнаружения медленных систем восстановления использовали третий фактор – фракционирование дозы облучения на две полудозы, с различным временем- Т, между облучениями. Уровни фактора: 0 ч (-а); 42 мин (-1); 4 ч (0); 7 ч 18 мин (+1); 8 ч (+а). План ОЦКП позволяет искать экспериментально-статистическую модель процесса в виде уравнения регрессии (2.23):

$$Y=B_0+B_1x_1+B_2x_2+B_3x_3+B_{12}x_1x_2+B_{13}x_1x_3+B_{23}x_2x_3+B_{11}x_{21}+B_{22}x_2^2+B_{33}x_{23} \quad (2.23)$$

где Y – исследуемая функция отклика, генеративная способность меристемы в целом, и в различных генерациях, B_0 – константа плана, т. е. значение Y в центре плана, B_1 – коэффициент, отражающий независимое влияние дозы γ -облучения на Y , B_2 – коэффициент уравнения регрессии, который независимым образом представляет влияние на Y , процессов восстановления, зависящих от мощности дозы, B_{12} отражает влияние на Y , процессов взаимодействия дозы и мощности дозы облучения, B_{13} – влияние

взаимодействия дозы и ее фракционирования, B_{23} – влияние взаимодействия мощности и фракционирования дозы на U и так далее.

Процесс генерации дочерних щитков изучался на протяжении 2,5 месяцев. Функции отклика определялись, как общее число генерированных дочерних щитков и число дочерних щитков в различных генерациях для трех различных сроков в 1, 2 и 2,5 месяца. Первый анализ результатов провели через месяц после облучения, а второй – через два. Окончательный анализ был произведен через 2,5 месяца после полного завершения генеративного процесса.

В течение первого месяца наблюдения регистрировались потомки пяти генераций. В генерации этих первых дочерних щитков, видимо, основное участие принимали клетки популяции, которые испытали наибольшее повреждение. За два месяца успели сформироваться щитки десяти генераций. На функции отклика во второй срок анализа сказалось радиационное повреждение клеток зачатков дочерних щитков первых генераций и отдаленные последствия радиационного поражения клеток зачатков щитков более поздних генераций. На функции отклика, наблюдаемого через 2,5 месяца генеративного процесса, сказывается также влияние мало поврежденных клеток или вовсе неповрежденных клеток. Отметим, что функция отклика отражает сложный процесс реорганизации клеточных субпопуляций меристемы родительского щитка. В этой реорганизации интегрируются изменения в исходной меристеме, связанные с радиационной гибелью отдельных клеток, пострадиационным восстановлением повреждений и перераспределением пролиферативных функций между оставшимися клетками.

2.6.1. Феноменологические и количественные характеристики радиационного поражения и восстановления меристемы у Спироделы многокоренной

При обсуждении полученных данных (см.рис. 2.5) в качестве исходной гипотезы выдвигается упрощенная модель функционирования популяции клеток меристем. Исходную родительскую меристему представлено как большой пул клеток, распределенных по зачаткам, находящимся на разных стадиях онтогенеза, что связано с различным числом клеток в зачатке. При этом зачатки щитков 6–8 генерации представлены в исходной родительской меристеме в день облучения несколькими клетками, а щитки более ранних первых генераций представлены тысячами клеток. При действии облучения на данную модель предлагается: в исходной популяции клеток в соответствии с распределением Пуассона[3], появляется после облучения множество клеток, поврежденных в различной степени. Различная степень повреждения может привести к тому, что в популяции появля-

ются клетки разнообразных форм инактивации (т.е. клетки с ограниченной способностью делиться). Степень повреждения меристемы проявляется в нарушениях способности сформировать и обеспечить выход соответствующих дочерних щитков. Организация субпопуляции клеток подвергается изменениям, за счет возникших при облучении повреждений, а также в результате поклеточного и репопуляционного восстановления. Репопуляционное восстановление может происходить либо за счет пролиферации специальных резервных клеток, либо путем размножения неповрежденных, мало поврежденных и восстановившихся от повреждений клеток.

Изложенные представления, несомненно, упрощены, в них отражена лишь та часть механизмов, которая может быть модифицирована используемыми в эксперименте факторами. Модель не рассматривает различий между генерируемыми дочерними щитками: все они считаются выжившими и способными к нормальной генерации потомков, чего реально и не наблюдаться. Модель не учитывает старения клеток и меристемы, поэтому выживаемость в каждой генерации оценивается по отношению к соответствующему контролю. Полученные экспериментальные данные, обработаны и приведены к форме, удобной для анализа в рамках предлагаемой модели.

Результаты процесса после месяца генерации показали зависимость коэффициентов уравнений регрессии от номера генерации, в начале для первых пяти дочерних щитков. Величина коэффициента говорит о знаке и доле влияния данного фактора или их взаимодействия на дочерний щиток данной генерации. Как видно, способность меристемы отрицательно реагировать на воздействие у-радиации с номером генерации линейно возрастает. Эту зависимость можно аппроксимировать уравнением: $B_1(n) = -0,25(n - 1)$. С ростом номера генерации радиочувствительность зачатка щитка, отражаемая величиной коэффициента B_1 , возрастет на 25 % на каждой генерации. Можно полагать, что потеря способности к делению во времени, измеряемом числом генераций, накапливается постепенно и линейно. Так, если на генерировании второго дочернего щитка в первую очередь сказывается потеря способности к делению наиболее поврежденных клеток, то при генерировании следующих дочерних щитков сказывается еще и вклад менее поврежденных клеток, которые позднее утрачивают способность к делению, т. е. другие формы инактивации клеток. Линейность этой зависимости может означать, что различные формы инактивации клеток равномерно распределены в популяции. Коэффициент B_2 показывает степень влияния на популяцию увеличения мощности дозы у-облучения, т. е. эффективности работы восстановительной системы, которую можно модифицировать изменением мощности дозы. Зависимость B_2 от $-n$, также можно аппроксимировать линейной зависимостью $B_2(n) = -0,1(n - 1)$. Видно, что с ростом номера

генерации способность щитка данной генерации к восстановлению возрастает на 10 %, т. е. с ростом номера генерации, вклад восстановленных клеток в возможность появления данного дочернего щитка линейно возрастает. Можно предполагать, что быстрое восстановление, реагирующее на изменение мощности дозы, в изучаемых пределах, происходит в популяции равномерно и, вероятно, в одинаковой степени на клетках различных форм инактивации.

Изменение B_3 с номером генерации отражает зависимость медленного восстановления, реагирующего на фракционирование дозы, от номера генерируемого дочернего щитка. Зависимость B_3 от n , можно аппроксимировать такой линейной зависимостью: $B_3(n) = +0,07(n - 1)$. Видно, что с ростом номера генерации на 7 % возрастает способность к медленному восстановлению, т. е. с ростом номера генерации вклад клеток, восстановленных по медленному механизму, линейно возрастает. Можно предполагать, что медленное восстановление, реагирующее на фракционирование дозы гамма-облучения, происходит в пределах популяции равномерно.

Следует также обратить внимание на коэффициенты уравнения регрессии, которые показывают вклад в функцию отклика попарных взаимодействий различных факторов.

Величина коэффициента B_{12} определяет меру взаимодействия фактора радиочувствительности и фактора, определяющего эффективность быстрого восстановления. Рассчитано, что во второй генерации B_{12} составляет 0,22, т. е. применение дозы облучения (+1) 6 крад (60 Гр) и высокой мощности дозы (+1) 272 р/сек (2,72 Гр /сек) приводит к снижению выхода щитков в данной генерации на 22%, т. е. щитки данной генерации при высоких дозах облучения обладают высокоэффективной быстрой системой восстановления. Радиочувствительность потомков ранней генерации существенно зависит от эффективности восстановления, точнее, от количества восстановленных клеток. В случае более поздних генераций (3, 4, 5), B_{12} составляет +10%. Здесь применение высокой дозы и мощности повышает выход потомков этих генераций за счет системы, связанной с взаимодействием этих факторов, на 10 %. Вероятно, высокая доза и мощность препятствуют восстановлению клеток и вкладу, этих восстановленных клеток, в формирование и генерирование щитков поздних генераций, что в итоге приводит к повышению эффективности их выхода. Вследствие того, что восстановленные клетки могут нести остаточное повреждение, их отсутствие при высоких дозах и мощности гамма-облучения повышает выход щитков. Коэффициент B_{13} в уравнении регрессии отражает влияние на функцию отклика взаимодействия фактора радиочувствительности и фактора медленного восстановления. Установлено, что для 2-3 генерации B_{13} близко к 0. Это означает, что между

радиочувствительностью и медленным восстановлением на данном этапе генерации нет взаимодействия, т. е. оба процесса осуществляются независимо. Вероятно, медленное восстановление в этом случае не зависит от степени повреждения популяции клеток меристемы. На более поздних генерациях B_{13} становится, значительным и отрицательным по величине (4-5 генерации). Видимо, в этот период увеличение дозы снижает эффект медленного восстановления, проявляющегося при фракционировании дозы.

Для коэффициента B_{23} , который в уравнении регрессии отражает взаимодействие процессов быстрого и медленного восстановления, наблюдается аналогичная картина. На появление потомков 2-3 генерации взаимодействие этих факторов не оказывает существенного влияния, а на более поздних генерациях увеличение мощности дозы и времени фракционирования приводит к отрицательному эффекту. Можно думать, что высокая мощность дозы препятствует быстрому восстановлению клеток, и это сказывается отрицательно на потомках более поздних генераций, что объясняется меньшей степенью формирования резервных клеток, ответственных за медленное восстановление. Мы полагаем, что резервные клетки в онтогенезе могут быть рассеяны по меристеме или сформированы вследствие малого повреждения или быстрого восстановления и затем использованы в медленном восстановлении. Таковы феноменологические особенности функционирования популяции клеток меристемы, проявляющиеся в первом наблюдении (через один месяц) при рассмотрении процессов в рамках предлагаемой модели.

Результаты обработки данных после двух месяцев генеративного процесса, показал аналогичные по сути закономерности. Данные первого и второго наблюдений обладают сходством и различиями, связанными, видимо, с тем, что во втором наблюдении в функцию отклика добавляется вклад более поздних, отдаленных от момента облучения генераций. Наблюдается нечто вроде «эффекта доростания» (работы Корогодина В.И.) [19]. Мы остановимся только на различиях в результатах наблюдений. B_1 ведет себя так же, только величина коэффициента в уравнении аппроксимации уменьшилась: $V_1(n) = -0,15 (n - 1)$. Снижение коэффициента с 0,25 до 0,15 связано с тем, что облучение в меньшей степени, сказывается на поздних дочерних щитках различных генераций. Аналогичная картина снижения величины коэффициента наблюдается и для $B_2 (n) = -0,07 (n - 1)$; $B_3 (n) = +0,034 (n - 1)$. Коэффициент B_{12} ведет себя подобным образом, хотя внешний характер зависимости изменяется. Для потомков ранних генераций (2, 3, 4), видимо, вследствие заметного вклада в генерацию клеток, восстановленных по быстрому механизму, приводит к тому, что одновременное применение высокой дозы и мощности дает отрицательный B_{12} . Затем постепенно, а не резко, как в первом наблюдении, происходит увеличение коэффициента настолько, что в 6-9 генерациях он становится

большим и положительным. Коэффициент B_{13} для ранних генераций составляет 10%. Это может означать, что увеличение дозы гамма-облучения, т. е. опустошение пула делящихся клеток, приводит к более быстрому включению резервных клеток. На судьбе более поздних генераций это взаимодействие сказывается уже отрицательно, возможно, вследствие того, что пул резерва к шестой генерации уже опустошен и высокая доза облучения препятствует созданию нового резерва. Коэффициент B_{23} ведет себя аналогично. Взаимодействие высокой мощности и времени фракционирования, препятствуя, видимо, быстрому восстановлению, способствует проявлению медленного восстановления, т. е. включению резервных клеток на ранних генерациях. На более поздних генерациях, когда резерв клеток уже опустошен, решающей является высокая мощность дозы, препятствующая быстрому восстановлению, что снижает выход щитков в поздних генерациях за счет взаимодействия B_{23} .

В итоговом наблюдении, через 2, 5 месяца генеративного процесса, наблюдается следующая картина. Линейные уравнения для B_1 , B_2 , B_3 имеют соответственно вид: $B_1(n) = -0,135(n-2)$; $B_2(n) = -0,06(n-2)$; $B_3(n) = +0,01(n-2)$. Величина коэффициентов, т. е. степень влияния исследуемых факторов, снижается с увеличением времени функционирования системы. В данном случае система меристемы приходит к некоторому состоянию равновесия, которое характеризуется минимизацией чувствительности к действию внешних факторов, более эффективных в начале генеративного процесса. Взаимодействие B_{12} в малой степени влияет на начальные генерации, только в 8-10 генерациях это влияние становится заметным и положительным, видимо, вследствие снижения выхода восстановленных клеток в поздних генерациях. Взаимодействия, определяемые коэффициентами B_{13} и B_{23} , до девятой генерации незначительны и только в 10, поздней генерации, составляют заметную отрицательную величину. Это означает, что высокая доза и мощность облучения не влияют на проявление медленного восстановления в 1-9 генерациях, а в 10 – приводят к снижению возможности формирования резервного пула клеток.

Попробуем обобщить результаты трех наблюдений за функцией отклика по генеративной способности популяции клеток меристемы. Зависимость B_1 от n максимальна в первом наблюдении, что соответствует высокой радиочувствительности. Это объясняется тем, что генерация потомков в этом случае зависит от поврежденных клеток и субпопуляций. В более поздних наблюдениях, эта зависимость снижается. Соответственно, во времени генеративная способность популяции клеток меристемы все меньше зависит от мощности дозы облучения, т. е. от быстрого восстановления. Со временем его роль заметно снижается. Аналогична ситуация и с медленным восстановлением. Функция отклика в первом наблюдении имеет заметное значение коэффициентов, определяющих

взаимодействие различных факторов. B_{12} заметно влияет в первом наблюдении, во втором наблюдении ее влияние имеет тот же характер, но менее заметно. В третьем наблюдении, B_{12} сохраняет только положительное значение. Это говорит, видимо, о том, что вклад восстановленных клеток в этом случае нежелателен. Взаимодействие B_{13} в первом наблюдении, сказывается на четырех генерациях, во втором наблюдении на шести генерациях, а в третьем наблюдении только в десятой генерации, т. е. отрицательное влияние этого взаимодействия отодвигается на все более поздние генерации. Аналогичная картина и с взаимодействием B_{23} . Все это говорит о том, что с развитием и с удалением генеративного процесса от момента облучения, воздействие факторов, действовавших в момент облучения (доза, мощность, время фракционирования), заметно снижается и сказывается только на самых поздних этапах генеративного процесса

Предложенная модель функционирования популяции клеток меристемы Спироделы многокоренной удачно описывает полученные экспериментальные данные, на основании которых можно сделать выводы о радиобиологических особенностях исследуемой популяции клеток.

I. По критерию генеративной способности популяции клеток меристемы спиродела многокоренная накапливает радиационные повреждения линейно, постепенно, в процессе генерации. По-видимому, в популяции клеток различные формы инактивации распределены равномерно, что сказывается на радиочувствительности в зависимости от числа клеток, затрагиваемых ими.

II. Популяция клеток меристемы обладает, по крайней мере, двумя независимыми системами восстановления. Быстрая система восстановления: модифицируется изменением мощности γ -облучения, требует для своего завершения до 30 мин. Медленная система восстановления: зависит от времени фракционирования дозы, которое определяется, как минимум, восьмью часами.

III. Быстрая система восстановления с ростом номера генерации линейно увеличивает свою эффективность в одинаковой степени на клетках, несущих различные формы инактивации. Возможно, здесь действует независимый тип поклеточного восстановления [16]. Быстрая система восстановления затрагивает от 10 до 6 % клеток в меристеме щитка.

IV. Медленная система восстановления с ростом номера генерации линейно увеличивает свою эффективность, но в меньшей степени, по крайней мере, в два раза, чем быстрая система. В рамках предлагаемой модели это может означать, что пул резервных клеток, с которым связано медленное восстановление в щитке каждой генерации, составляет 1-7 %. Вероятно, резервные клетки распределены равномерно по популяции.

V. Со временем в процессе генерации, по мере удаления системы от момента воздействия внешних факторов (доза, мощность, время фракцио-

нирования), их влияние в конце функционирования минимизируется. Система популяции клеток меристемы сводит к минимуму воздействие внешних факторов.

2.6.2. Реальные особенности процесса старения у Спироделы многокоренной

Старение многоклеточных систем – фундаментальный процесс, который существенно отличается от процессов старения одноклеточных систем. В качестве модели для исследования механизмов старения выбрали популяцию клеток меристемы Спироделы многокоренной – высшего растения из семейства рясовых [2]. Экспериментальные данные (см.рис. 2.11) показывают, что характер процесса старения в меристеме Спироделы многокоренной в норме и после гамма-облучения в различных дозах (10-80 Гр), имеет схожий характер. Кривые старения подобного типа описывают формулой Гомпертца (2.11) [8].

Данную формулу можно интерпретировать исходя из модели старения Сцилларда [8], основанной на предположении о накоплении ошибок в процессе старения биосистемы. При этом N_0 оценивается из начальных условий и равно исходному числу организмов, взятых для исследования. N – число организмов, генерирующих потомки – дочерние щитки в различных дочерних генерациях (m – номер генерации дочернего щитка), B – скорость процесса старения в системе, R – скорость мутирования, накопления ошибок в популяции клеток, приводящая к увеличению темпов старения. Данное исследование посвящено изучению механизмов, определяющих значение параметров кривой старения (см.рис 2.11) в меристеме Спироделы многокоренной в норме и при облучении.

На основе этого можно предложить метод оценки основных параметров кривой старения. Получены экспериментальные данные в виде, удобном для использования выражения 2.11). По наклону кривых на линейном участке можно оценить значение параметра R , а проведя экстраполяцию линейного участка к значению -0, на ординате можно получить значение параметра $\ln B$, а по нему оценить значение $-B$. Известно, что основная функция меристемы Спироделы многокоренной – генеративная способность – состоит в последовательном формировании зачатков и генерации дочерних щитков. Родительская меристема щитка способна генерировать до 12-14 дочерних щитков. Зачатки первых дочерних генераций исчисляются несколькими тысячами клеток, а последних – несколькими клетками. Поэтому клетки первых зачатков осуществляют одно-два деления до формирования зрелого зачатка, а клетки последних генераций осуществляют большое количество делений. Оценки параметров показали, что для нормы $B = 0,04$, $R = 0,38$, а после облучения B

$= 0,08$, $R = 0,37$. Полученные оценки параметров показывают, что процессы старения в норме и при облучении существенно не различаются. При этом скорость старения **B** несколько выше у облученного варианта. Заметно, что темпы старения существенно возрастают с ростом номера генерации **m**. Учитывая, что с ростом номера генерации процесс старения меристемы все более зависит от процессов старения в малых субпопуляциях клеток, которым требуется осуществить большое число делений до формирования и выхода зрелого щитка. Таким образом, наклон прямых может служить тестом, определяющим различие в темпах старения в больших и малых субпопуляциях клеток в меристеме Спироделы многокоренной (см.рис. 2.11). Эти данные служат основой для использования параметров **B** и **R** как тестов, для характеристик процесса старения в многоклеточных системах, в частности, в меристеме Спироделы многокоренной.

В многоклеточных динамических системах процессы старения реализуются на уровне популяции клеток через длительное время. Мы оценивали динамику процесса старения на различных промежутках времени. На 20-й день генеративного процесса наблюдался процесс старения, связанный с первыми дочерними генерациями, которые в момент начала эксперимента были представлены зачатками крупного размера. В последующих наблюдениях (30, 60, 100 дней) процессы старения проявляются на фоне заключительных дочерних генераций, которые были представлены в момент начала эксперимента зачатками меньших и совсем малых размеров в виде одиночных клеток.

2.7. Исследование и моделирование радиоемкости экосистем

Нами предложен новый подход к оценке состояния биоты экосистемы – по поведению параметра радиоемкости. Напомним, что радиоемкость определяется, как предельное количество радионуклидов, которое по своему дозовому воздействию еще не способно нарушить основные функции биоты: способность сохранять биомассу и кондиционировать среду обитания. Нами построены модели радиоемкости экосистем и предложены параметры, способные адекватно реагировать на воздействие разных факторов (γ -облучения, тяжелых металлов). По результатам проведенных экспериментов предложенные параметры оказались способными четко отображать влияние факторов на биоту и опережать по своим реакциям биологические ростовые показатели. Показано, что реакция параметров радиоемкости может служить в качестве «экологического термометра», измеряющего состояние и благополучие биоты, и быть мерой для эквидозиметрической оценки влияния радиационного и химического факторов. Разработаны модель и параметр

для оценки синергизма действия комбинированных факторов. Было показано, что в динамике роста биоты в экосистемах характер взаимодействия разных факторов меняется от синергизма до антагонизма. Показана ведущая роль процессов восстановления при действии на биоту радиационного и химического факторов.

2.7.1. Введение

Для характеристики состояния и действия разных факторов на биоту в экосистемах используют до 30 различных показателей. Среди них основными являются биоразнообразие, биомасса, численность и скорость размножения [12, 13]. Известно, что такие показатели реагируют на негативные факторы среды с большим опозданием, когда состояние биоты в экосистеме необратимо ухудшается. Существует необходимость найти такой показатель и меру благополучия биоты, который бы опережал по своим ответам реакцию биологических ростовых показателей и позволял бы оперативно оценивать состояние биоты.

Исследования поведения радионуклидного трассера ^{137}Cs и параметров радиоемкости по этому трассеру позволили предложить проведение оценки состояния биоты в экосистеме по реакции и изменениям показателей радиоемкости [12]. Опыты проводились на водных культурах растений – максимально упрощенных моделях растительных экосистем. Известно, что состояние биоты в экосистеме может быть охарактеризовано через ее способность поглощать питательные вещества, в частности, калий, который участвует во всех физиологических реакциях. Поэтому динамика поглощения растениями искусственно введенного в биоту трассера ^{137}Cs , который является аналогом макроэлемента питания -калия, может отображать благополучие биоты экосистемы.

После Чернобыльской аварии такой трассер является неизбежным спутником в жизни биологических объектов практически всех экосистем Украины. Исследования показали, что распределение и перераспределение данного трассера в водных и наземных экосистемах четко реагирует на все существенные внешние влияния (климат, паводки, контрмеры и т.п.), а также на разные типы загрязнителей (тепловые сбросы, дозы облучения, химические поллютанты и т.п.) [12, 13]. При этом было видно, что ни одно существенное влияние на экосистему не может не отразиться на распределении трассера и на параметрах радиоемкости по нему. Такой подход, развиваемый в наших исследованиях, позволит, по нашему мнению, применить параметры радиоемкости для эквидозиметрической унифицированной оценки действия самых разных факторов на биоту экосистем. На этой основе нами предложен метод экологического нормирования для определения допустимых уровней воздействия поллютантов на биоту экосистем [12].

2.7.2. Теория и модели радиоемкости разных типов экосистем

В качестве подхода к оценке состояния и качества экосистем предлагается новый теоретический подход – теория радиоемкости, активно развиваемая нами в последние годы. Суть теории и метода, вытекающего из нее, базируется на следующих экспериментальных и теоретических предположениях и предположениях [12]:

1. Радиоемкость экосистемы – это фундаментальное свойство экосистем, определяющее их способность переносить по трофическим цепям, накапливать и концентрировать в биомассе различные радионуклиды, попавшие в окружающую среду, без существенных последствий для экосистемы.

2. Количественно радиоемкость экосистемы определяет то максимальное количество радионуклидов, которое может накапливать и удерживать в биоте экосистема, и при этом не повреждать ее основных функций: рост и сохранение биомассы биоты в экосистеме и кондиционирование среды обитания.

Понятие о радиоемкости, а точнее о факторе радиоемкости, было впервые введено Агре и Корогодиным [14]. Фактор радиоемкости был определен, как доля радионуклидов от общего количества, попавших в экосистему, которая удерживается в каждом из компонентов экосистемы (косных и биотических). Понятие радиоемкости нами несколько расширено и введены некоторые дополнительные определения [12, 13].

Радиоемкость – фундаментальное свойство экосистем, определяющее то предельное количество радионуклидов (K_i или B_k), которое может стабильно удерживать биота экосистемы без повреждения (изменения) своих основных функций (рост, увеличение массы биоты, кондиционирование среды обитания).

Фактор радиоемкости определяет долю радионуклидов, удерживаемых в биотических и абиотических компонентах экосистемы. На примере озерной экосистемы можно отметить, что свое значение фактора радиоемкости имеет каждый компонент экосистемы: вода, донные отложения, биота водоема. Была построена модель и выведена следующая формула для расчетов фактора радиоемкости водоемов [1] (2.24):

$$F = \frac{kh}{H + kh}, \quad (2.24)$$

где k – коэффициент накопления в системе «вода – донные отложения»; h – толщина сорбирующего слоя в иле; H – средняя глубина водоема, а F показывает, какая часть радионуклидов, содержащаяся в водоеме, приходится на долю донных отложений (F), а какая – на воду ($1 - F$). Величину F назвали «фактором радиоемкости» водоема. Этот фактор не

зависит от концентрации радионуклидов в воде C на большом интервале значений и позволяет рассчитывать степень загрязнения воды водоема, если известно количество поступивших в него радионуклидов и площадь его поверхности.

Фактор радиоемкости биотической составляющей водоема можно оценить по формуле (2.25):

$$F_{\delta} = \frac{PKH}{H + kh + PKH}, \quad (2.25)$$

где P – плотность биомассы в единице объема; K – коэффициент накопления «вода – биота»

Если, для примера, рассчитать F_{δ} для реальной ситуации, когда P составляет 10 г/м^3 , средний коэффициент накопления $K = 10^4$, средняя глубина водоема $H = 6 \text{ м}$, $h = 0,1 \text{ м}$, $k = 800$, то мы получим значение радиоемкости F_{δ} близкое к 0,9, когда практически все поступившие в водоем радионуклиды, попадают в биомассу биоты [12]. При отмирании биоты или десорбции радионуклидов-трассеров, они переходят в воду и донные отложения.

Если экосистема состоит из двух камер – биота и вода, то формула радиоемкости для биоты и воды будет упрощена:

$$F_{\delta} = \frac{PK}{1 + PK}, \quad F_e = \frac{1}{1 + PK}. \quad (2.26)$$

(Отсюда легко выводится формула для показателя синергизма: $Z = P \cdot K$ (см. ниже).

Рассмотрим каскад из нескольких водоемов, каждый из которых характеризуется своими параметрами $k_1, k_2, k_3, \dots, H_1, H_2, H_3, \dots, S_1, S_2, S_3, \dots, p_1, p_2, p_3, \dots, K_1, K_2, K_3, \dots$. Предположим наиболее простой случай равного объема всех водоемов и медленного притока воды, достаточного для установления равновесия между водой, биотой и донными отложениями. Тогда для каждого из водоемов можно по формулам (2.22) и (2.23) оценить значения радиоемкости F_1, F_2, F_3 этих водоемов. Можно вывести формулу общей радиоемкости всего каскада из n водоемов:

$$F_k = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i). \quad (2.27)$$

Анализ этой формулы показывает, что чем большее число водоемов задействовано в каскаде, тем выше его радиоемкость. Общая радиоемкость каскада всегда выше, чем радиоемкость самого лучшего, из входящих в него водоемов.

Нами разработаны и построены модели для оценки параметров радиоемкости разных типов экосистем – наземных, водных, лесных,

горных, луговых и городских [22]. Полагаем, что такой единый подход к моделированию радиоемкости разного типа экосистем позволяет универсальным образом описывать самые разные экосистемы, а значит, и сравнивать их по этим показателям.

2.7.3. Параметр радиоемкости, как опережающий показатель состояния биоты экосистем

2.7.3.1. Теоретический анализ предлагаемого подхода

Рассмотрим проблему радиоемкости на примере двухкамерной модели экосистемы, которая включает среду (воду) и биоту. Возьмем за основу, ранее описанную двухкамерную модель окружающей среды (ОС) – камеру ОС (вода, почва и т.д.), и камеру биоты (наземные и водные растения, лес и т.д. Итак, имеем две камеры (см.рис. 2.15), содержащие $Y(x)$ и $Z(x)$ радионуклидов, (x – время); a_{12} – скорость поглощения радионуклидов трассеров (и пропорционально этому скорость поглощения питательных веществ, например, калия) и a_{21} – скорость их оттока в среду (в воду).

Предположим, что исходный запас радионуклидов трассеров в камере $Y(x)$ составляет Y_0 Бк (^{137}Cs). Решение системы двух дифференциальных уравнений для данной камерной модели дает (см.2.13).

При длительном наблюдении по уравнениям (2.30) можно оценить факторы радиоемкости для воды и биоты используя формулу (1.12).

Сравняя уравнения (2.24), (2.23) и (2.26) можно показать:

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = PK = \frac{F_{\sigma}}{F_{\epsilon}} = \frac{1 - F_{\epsilon}}{F_{\epsilon}}. \quad (2.28)$$

Таким образом, можно полагать, что соотношение скоростей поглощения и оттока трассеров и элемента минерального питания калия пропорционально биомассе биоты и коэффициенту накопления в системе «вода – биота» (оно же означает, по нашему представлению, и коэффициент синергизма). Это значит, что чем выше биомасса и коэффициент накопления трассера биотой, тем лучше состояние биоты и тем выше соотношение скоростей поглощения и оттока трассера, а значит, и питательных элементов из воды в биомассу биоты. Здесь видна четкая связь показателей радиоемкости по трассеру и биологических показателей – скоростей поглощения и оттока трассеров и питательных элементов. Достаточно, чтобы под влиянием стресс-факторов (радиация, тяжелые металлы и др.) произошло уменьшение K – коэффициента накопления («вода – биота»), чтобы при этом изменились параметры радиоемкости. Если при этом, под влиянием поллютантов, уменьшаются и биологические

показатели (биомасса, скорость роста биомассы), то последует еще большее изменение показателей и параметров радиоемкости.

Проанализируем поведение параметров радиоемкости по трассеру во времени. Для оценки состояния биоты экосистемы можно тестировать, как фактор радиоемкости биоты F_b , так и фактор радиоемкости воды F_e (2.27). Удобнее тестировать экосистему по изменениям фактора радиоемкости воды F_e , который просто определять по остаточной радиоактивности трассера в водной среде. Продифференцируем формулу (2.28):

$$\frac{dF_e}{dt} = \frac{P \frac{dK}{dt} + K \frac{dP}{dt}}{(1 + PK)^2}. \quad (2.29)$$

Видно, что если под действием радиации и/или других факторов среды (например, тяжелых металлов) в экосистеме будут происходить существенные эффекты, то они, прежде всего, выразятся в изменении P и/или K , что автоматически скажется на изменении F_e и, особенно, на поведении ее производной. Таким образом, у нас есть четкие предпосылки предлагать исследование изменения F_e (фактора радиоемкости воды в модельной экосистеме), как опережающего показателя состояния и реакции биоты экосистемы, на действие различных факторов.

2.7.3.2. Экспериментальная проверка возможности использования фактора радиоемкости, как опережающего параметра для оценки реакции биоты на действие различных поллютантов

С целью изучить возможность использования показателя радиоемкости растительной экосистемы в качестве характеристики ее состояния, а также для прогнозирования изменений его под влиянием внешних воздействий, нами было спланировано и поставлено серию экспериментов. В качестве объекта исследований выбрана упрощенная модель растительной экологической системы – водная культура растений кукурузы. Трехдневные проростки растений кукурузы (проращивали в термостате при температуре 23 °C) облучались на кобальтовой γ -установке «Исследователь» в дозе 15 Гр, после чего высаживались на 0,5-литровые банки с водой, которая служила питательной средой. В воду всех опытных вариантов был внесен трассер – радиоактивный ^{137}Cs . В определенные варианты добавлялся раствор соли CdCl_2 . Параллельно высаживался на воду с трассером и контрольный вариант, необлученные растения которого не подвергались влиянию CdCl_2 . В ходе эксперимента (в течение 14 дней) регулярно проводился отбор проб воды для определения остаточной активности по содержанию в ней трассера. Параллельно измерялась длина главного корня проростков.

В результате были получены временные зависимости для показателей радиоемкости модельной системы и для характеристик ростовых процессов.

Результаты исследования, представленные на рис. 2.21 и 2.22, показывают, что однократное острое γ -облучение проростков кукурузы в дозе 15 Гр и внесение в среду обитания/питания слаботоксичной концентрации соли кадмия (50 мкМ/л), оказывают угнетающее действие на динамику роста корней растений. Видно, что ростовые характеристики растений, подвергавшихся влиянию соли кадмия, ниже, чем для контроля, приблизительно на 40 %.

Следовательно, нужно ожидать и ухудшения характеристики погложительной способности растений – показателя радиоемкости по трассеру. Динамика фактора радиоемкости воды, как компонента предложенной упрощенной системы, показала, что растения контрольного варианта к концу опыта поглощают почти все количество внесенного в воду радионуклида-трассера: кривая, характеризующая процентное содержание ^{137}Cs в воде, на 5-й день приближается к нулю. Растения опытных вариантов поглощают до 55 % активности, внесенной в среду.

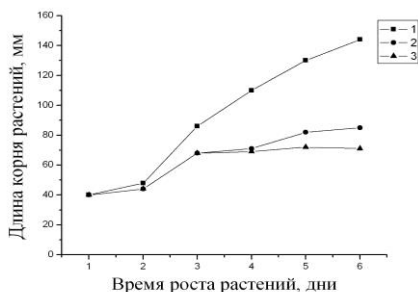


Рис. 2.21. Влияние однократного острого-гамма-облучения проростков кукурузы в дозе 15 Гр и внесения CdCl_2 в концентрации 50 мкМ/л на динамику роста корней водной культуры: 1 – контроль; 2 – облучение в дозе 15 Гр; 3 – внесение 50 мкМ/л соли кадмия.

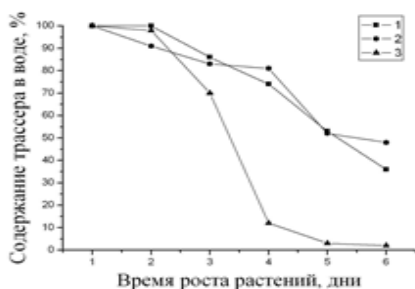


Рис. 2.22. Динамика изменения содержания трассера в воде: 1 – внесение 50 мкМоль/л хлорида кадмия; 2 – острое гамма-облучение проростков в дозе 15 Гр; 3 – контроль.

Показано, что влияние двух разных факторов, таких как γ -радиация и тяжелый токсический металл, создают приблизительно равный

биологический эффект по подавлению роста корней и уменьшению фактора радиоемкости растений. Наблюдается однозначное угнетение токсикантами радиоемкости биоты экосистемы, которое выражается в угнетении ее ростовых характеристик, адекватно отображающиеся в уменьшении такого экологического показателя, как фактор радиоемкости биоты.

2.7.3.3. Исследование поведения параметров радиоемкости при действии на биоту различных стресс-факторов

Для проверки адекватного реагирования параметра радиоемкости, как характеристики состояния растительной системы, на воздействие негативных факторов проведена серия экспериментов с применением радиационного и токсического факторов. Выбранные для эксперимента проростки водной культуры растений кукурузы подвергались острому γ -облучению в дозах 5, 10, 20 и 40 Гр. Растения других вариантов подвергались действию токсиканта: в водную среду обитания добавлялась соль $CdCl_2$ в концентрациях 22, 44, 78 и 100 мкМ. Растения всех вариантов одновременно высаживались на воду с внесенным в нее трассером ^{137}Cs . На следующий день производились отборы проб воды всех вариантов для определения остаточной активности по ^{137}Cs . В результате, были получены зависимости параметра радиоемкости воды от концентрации кадмия и дозы облучения (рис. 2.23 и 2.24).

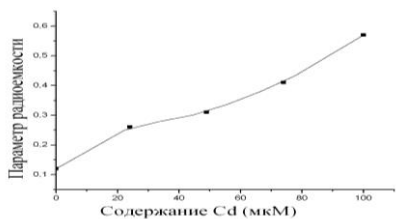
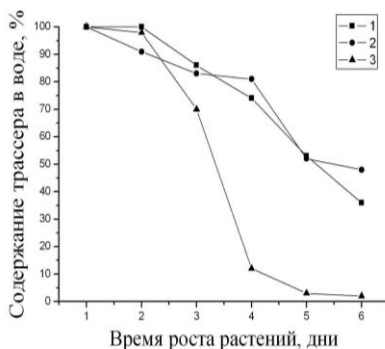


Рис. 2.24. Динамика изменения фактора радиоемкости воды в зависимости от дозы предварительного облучения растений.

Рис. 2.23. Динамика изменения фактора радиоемкости воды в зависимости от вносимой концентрации кадмия.



Видно, что под действием выбранных факторов, с увеличением применяемой дозы облучения или вносимой концентрации кадмия, радиоемкость

воды увеличивается, а значит, радиоемкость биоты уменьшается. Доказательство благополучия и жизнеспособности экосистемы, в широком смысле, говорит о ее высокой радиоемкости и наоборот. С другой стороны, высокая радиоемкость и стабильно высокие значения фактора радиоемкости биоты говорят о благополучии и надежности экосистемы. Контроль радиоемкости и фактора радиоемкости, особенно после изменения вследствие воздействия, может служить в качестве объективного опережающего критерия и метода оценки благополучия любой экосистемы (водной, лесной, наземной).

2.7.3.4. Заключение по данному подразделу

В экспериментальных и теоретических исследованиях показано, что параметр радиоемкости модельной экосистемы по радионуклидному трассеру ^{137}Cs адекватно реагирует на изменение состояния биоты. В экспериментах на максимально упрощенной модели растительной экосистемы при действии радиации и тяжелых металлов наблюдается заметное уменьшение показателей радиоемкости биоты. Этот феномен означает изменение состояния и благополучия биоты, которое отражается в перераспределении трассера, как тест-показателя.

Установлено, что радиационные и химические факторы (тяжелые металлы) влияют на скорость роста и состояние биоты, и это влияние адекватно отображается на значениях факторов радиоемкости. Перераспределение трассера в экосистеме четко отображает внутренние законы состояния и поведения биоты в различных типах экосистем.

Разработана математическая модель для оценки синергизма действия нескольких вредных факторов через использование показателей радиоемкости экосистемы по трассеру. Показано, что в динамике роста и восстановления биоты происходит существенное изменение показателя синергизма, включая явления аддитивности и антагонизма разных факторов.

Установлено, что процессы восстановления биоты экосистем после радиационных и химических воздействий отчетливо проявляются как в изменении биологических ростовых показателей, так и в улучшении показателей радиоемкости. Это означает, что меры по реабилитации биоты экосистем способны повысить показатели ее радиоемкости.

Показано, что показатель радиоемкости по трассеру ^{137}Cs может быть использован в оценках состояния биоты при антропогенных нагрузках на экосистемы.

2.8. Радиэкологическая надежность склоновой экосистемы

2.8.1. Введение

Природные и техногенные катаклизмы, которые имеют место в Украине, выводят на первый план проблему оценки и прогноза состояния

разного типа экосистем. Развиваемая нами теория и модели радиоемкости и надежности, позволяют адекватно описать закономерности миграции и перераспределения радионуклидов в склоновых экосистемах и провести математическое моделирование изучаемого явления, а также даст возможность применять специальные контрмеры.

Одной из главных проблем радиоэкологии является миграция радионуклидов в экосистемах. Эта проблема стала особенно острой после аварии на ЧАЭС. И хотя прошло уже 30 лет после катастрофы, последствия ее мы еще будем ощущать еще не один десяток лет. Эта проблема приобрела глобальный масштаб, а ее социальные, экономические правовые и моральные аспекты стали предметом широкого и острого обсуждения на всех уровнях современного общества [1].

Наше время характеризуется стремительным развитием атомной энергетики: все больше возрастают масштабы использования радиоактивных веществ и источников ионизирующего излучения в промышленности, медицине, сельском хозяйстве, на транспорте. Нет ни одной отрасли народного хозяйства, где бы в той или иной форме не использовалась атомная энергия.

Для оценки негативных экологических влияний самых разных факторов (аварийных ситуаций, загрязнения химическими веществами или радионуклидами, нерациональная хозяйственная деятельность, природные катастрофы и т.д.) в последние годы начали активно использовать подход, основанный на оценке риска неблагоприятных последствий. Спецификой экологического риска является, как правило, неравномерное распределение поллютанта по территории. Распределение риска зависит от распределения неблагоприятного фактора (концентрации токсиканта, интенсивности радиационного облучения, шума и т.д.), который может быть статичным или переменным. Так, загрязнение почвы любого региона вредными веществами может быть стабильным во времени и не зависеть от переменных погодных условий [17].

В связи с этим необходимо обосновать и разработать систему экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения, что позволит принимать оперативные решения относительно безопасности людей и биоты типичных экосистем Украины и рекомендовать эффективные профилактические и терапевтические контрмеры по защите биоты и населения, которое использует такие экосистемы для проживания, производства и рекреации [18].

Именно этим обусловлена актуальность направления, связанного с разработкой научных основ исследования и оценки экологической емкости и радиоемкости экосистем. Экологическая емкость и радиоемкость экосистемы, определяется лимитом поступления поллютантов, в частности, радионуклидов, без реализации вреда и (или) гибели биоты экосистемы.

Особенно актуальны исследования склоновых экосистем, где происходит достаточно быстрое перераспределение радионуклидов. Актуальность, состоит в необходимости глубокого и детального изучения природных условий и ресурсов склоновых и горных экосистем, возможностей всестороннего рационального использования их в новых общественно-экономических условиях, сохранения и охраны ландшафтных комплексов, исходя из перспективы развития этих регионов. Уникальные, чрезвычайно разнообразные ландшафтно-климатические условия горных и предгорных районов Крыма и Украинских Карпат гарантируют исключительные возможности для развития рекреации и туризма, курортов, заповедного дела [19].

Условия проживания и хозяйствования на склоновых территориях существенно отличаются от равнинных: спецификой горных ландшафтов и горного климата; развитием и прохождением природных процессов, явлений, несвойственных для равнин, не всегда своевременно предусматриваемых и прогнозируемых; частотой опасных гидрометеорологических ситуаций с катастрофическими последствиями, значительными материальными и моральными потерями.

В силу этих обстоятельств очень важными и актуальными является оценка и прогнозирование доз радиационного облучения человека для дальнейшего изучения и оценки рисков, связанных с авариями на радиационно-опасных производствах. Важно правильно оценить и спрогнозировать дозы от выбросов радиоактивных веществ.

При оценивании радиоэкологической опасности основным (но не единственным) критерием есть доза для населения, поскольку по ней можно прогнозировать риск последствий облучения.

В условиях существования возможности радионуклидных выбросов и сбросов от ядерных предприятий и радиационных установок, принято разрабатывать и использовать специальные контрмеры для защиты населения и окружающей среды от попадания радионуклидов и влияния радионуклидного загрязнения, особенно в склоновых экосистемах. Контрмеры могут применяться локально (непосредственно в месте загрязнения) и масштабно (при загрязнении радионуклидами значительных территорий).

Во всех случаях в разработке, планировании и реализации контрмер принято оценивать и прогнозировать их эффективность. Критериями для оценки эффективности контрмер является степень уменьшения средней индивидуальной дозы для персонала и (или) уменьшения коллективной дозы облучения для населения.

Цель данного раздела – определение и исследование параметров и особенностей процесса миграции радионуклидов в типичных склоновых экосистемах Украины и математическое моделирование данного явления. Это даст возможность иметь методы и подходы для контроля, прогноза и

управления радиоэкологической безопасностью для критических, «уязвимых», экосистем Украины, а также возможность эффективного применения специальных контрмер.

В связи с этим были сформулированы следующие задачи:

1. Провести анализ типичных склоновых экосистем Украины и выбрать среди них наиболее характерные для исследования и моделирования.

2. Построить блок-схемы для камерных моделей избранных экосистем склонового типа, определить необходимые критические и базовые параметры переноса радионуклидов.

3. Используя экспериментальные и литературные данные установить и рассчитать величины и диапазон вариации числовых параметров скоростей переноса радионуклидов по камерным моделям для типичных склоновых экосистем Украины.

4. Построить и исследовать цикл камерных моделей для склоновых экосистем; установить основные пути и динамику миграции радионуклидов, разработать прогноз формирования дозовых нагрузок для населения, использующего избранные экосистемы.

5. Построить и исследовать цикл камерных моделей для склоновых экосистем при условии использования защитных контрмер для снижения экологической опасности для населения и окружающей среды.

6. Исследовать возможность страховой защиты населения регионов от радиационных рисков.

При этом были использованы литературные данные, результаты и сведения натурных исследований поведения и перераспределения ^{137}Cs в склоновых экосистемах, типичных для территории Украины. Был использован модифицированный нами метод камерных моделей для моделирования радиоэкологических процессов в склоновых экосистемах, разработан и реализован метод оценки и расчета параметров камерных моделей склоновых экосистем Украины по данным мониторинга и по литературным данным.

Разработана и построена математическая модель склоновых экосистем с оценкой формирования дозовых нагрузок для населения на длительный период. Такая модель пригодна для моделирования практически любого типа экосистем Украины.

Впервые по расчетам на моделях показано, что в зависимости от параметров камерных моделей склоновых экосистем, формирование дозовых нагрузок у населения может быть заметным, что потребует контроля и прогноза с целью обеспечения экологической безопасности и разработки необходимых контрмер.

Разработанный нами подход по данным мониторинга позволяет устанавливать базовые характеристики и параметры камерных моделей склоновых экосистем.

Разработанные и использованные в исследованиях математические модели имеют универсальный характер, после привязки к конкретным натурным условиям других типичных склоновых экосистем, могут быть полезными для оценки, контроля и прогноза их экологической безопасности, как для радионуклидного загрязнения, так и для других поллютантов.

Важным заданием является изучение радиоэкологических аспектов влияния радионуклидов на человека и окружающую среду – методов расчета и оценки индивидуальных и коллективных доз облучения для больших популяций населения. Актуальными являются также проблемы проживания людей и ведения хозяйства на больших территориях, загрязненных радионуклидами вследствие Чернобыльской аварии, и прогнозирования радиоэкологических процессов в будущем. Оптимальным решением этих проблем может стать моделирование и прогнозирование радиоэкологических процессов в типичных экосистем Украины. Именно моделирование дает возможность оценивать негативное влияние на экосистему различных видов загрязнений и вероятные результаты применения разнообразных стратегий оперативного управления.

2.8.2. Моделирование радиоемкости в типичной склоновой экосистеме Украины

Для моделирования нами была избрана типичная склоновая экосистема с залповой аварией в источнике радиоактивного загрязнения.

Рассмотрим типичную склоновую экосистему, состоящую из девяти камер: камера – *лес*, камера – *опушка*, камера – *луг*, камера – *терраса*, камера – *пойма*, камера – *вода*, камера – *биота*, камера – *донные отложения*, камера – *люди* (рис. 2.25). Взаимодействие между камерами в модели задается с помощью коэффициентов перехода радионуклидов из одной камеры в другую за единицу времени. Например, a_{67} – коэффициент перехода радионуклидов из камеры 7 (*биота*) в камеру 6 (*вода*) (доля радионуклидов в камере *биота*, которая переходит в камеру *вода* за единицу времени). Данные коэффициенты рассчитаны по реальным данным мониторинга в 30-км зоне ЧАЭС, где есть похожий прототип склоновой экосистемы на берегу р. Уж (табл. 2.1).

По этим данным можно посчитать параметры радиоемкости всех компонент склоновой экосистемы. Фактор радиоемкости конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется при использовании камерных моделей (2.30).

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}), \quad (2.30)$$

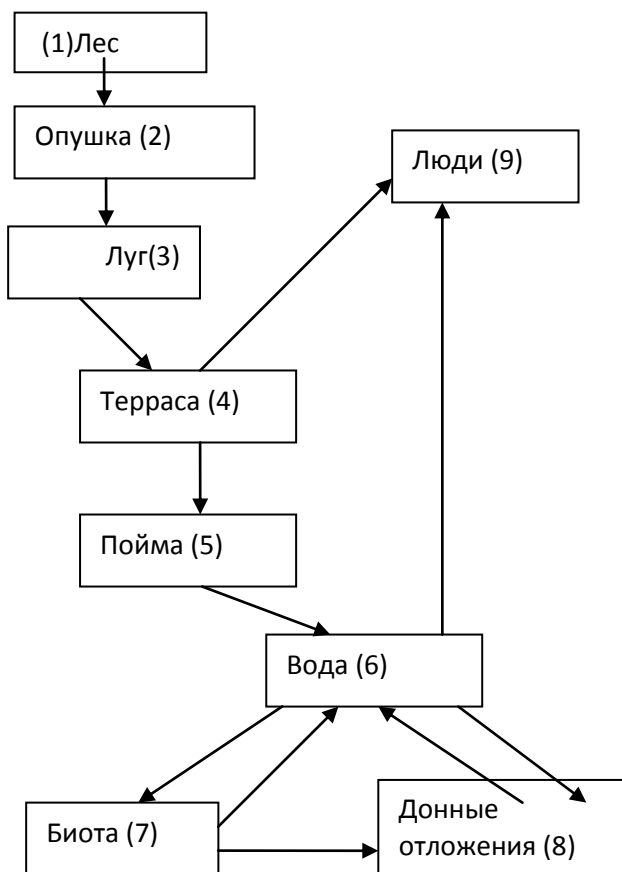


Рис. 2.25. Камерная модель склоновой экосистемы

где, $\sum a_{ij}$ – сумма скоростей перехода загрязнителей и трассеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент экосистемы j , согласно камерной модели, а $\sum a_{ji}$ – сумма скоростей перехода загрязнителей и трассеров из исследуемой камеры J – в другие составляющие экосистемы, которые сопряжены с ними.

Пользуясь дозовой моделью Б. Амиро, можно определить уровни радионуклидного загрязнения компонентов склоновой экосистемы и дозовые нагрузки на биоту каждого из компонент (при условии, что начальное загрязнение леса составляет 200 Ки по ^{137}Cs (табл. 2.2)).

Таблица 2.1. Значения коэффициентов перехода радионуклидов из камеры в камеру.

a_{ij}	Средние
a_{21}	0.03
a_{32}	0.1
a_{43}	0.15
a_{54}	0.2
a_{65}	0.3
a_{67}	0.05
a_{68}	0.07
a_{76}	0.5
a_{86}	0.6
a_{87}	0.05
a_{94}	0.4
a_{96}	0.1

Таблица 2.2. Величины значений дозовых коэффициентов для биоты экосистем (В.Амiго) [17].

Радионук- лид	Внутреннее облучение Гр/год/Бк/ кг	Внешнее облучение			
		вода Гр/год/Бк/ м ³	воздух Гр/год/Бк/ м ³	почва Гр/год/Бк/ кг	вегетация Гр/год/Бк/ кг
¹³⁷ Cs	4.1 10 ⁻⁶	2.7 10 ⁻⁹	1.72 10 ⁻⁶	4.02 10 ⁻⁶	1.72 10 ⁻⁶
³ H	2.88 10 ⁻⁸	0	0	0	0
⁴⁰ K	3.44 10 ⁻⁶	1.76 10 ⁻⁹	1.43 10 ⁻⁶	2.64 10 ⁻⁶	1.43 10 ⁻⁶
³² P	3.52 10 ⁻⁶	1.57 10 ⁻⁹	1.43 10 ⁻⁶	2.36 10 ⁻⁶	1.43 10 ⁻⁶
²⁴¹ Am	2.86 10 ⁻⁵	1.48 10 ⁻¹⁰	7.73 10 ⁻⁸	2.22 10	7.73 10 ⁻⁸
²³⁹ Pu	2.64 10 ⁻⁵	3.72 10 ⁻¹²	2.35 10 ⁻⁹	5.58 10 ⁻⁹	2.35 10 ⁻⁹
⁹⁰ Sr	9.92 10 ⁻⁷	3.07 10 ⁻¹⁰	2.83 10 ⁻⁷	4.61 10 ⁻⁷	2.83 10 ⁻⁷
²²² Rn	1.12 10 ⁻⁴	8.91 10 ⁻⁹	6 10 ⁻⁶	1.43 10 ⁻⁵	6 10 ⁻⁶
¹⁴ C	2.5 10 ⁻⁷	6.51 10 ⁻¹²	6.01 10 ⁻⁹	9.77 10 ⁻⁹	6.01 10 ⁻⁹

Для расчета прилагаются данные по биоте во всех компонентах экосистемы:

- А) Лес: площадь – 10 км^2 , урожай растительной биомассы – 100 кг/м^2 , коэффициент накопления $K_n = 5$. Олени в лесу: дыхание за год – $10000 \text{ м}^3/\text{год}$, коэффициент ветрового подъема $K_{вп} = 10^{-7}$, потребление биомассы оленем – 10 кг/день , внешнее облучение – 5 мкГр/час ;
- Б) Трава на лугу: площадь – 5 км^2 , K_n «почва-трава» – 2, урожай – 3 Кг/м^2 ;
- В) Трава на террасе: площадь – 10 км^2 , K_n «почва-трава» – 4, урожай – 6 Кг/м^2 ;
- Г) Трава в пойме: площадь – 10 км^2 , K_n «почва-трава» – 4, урожай – 8 Кг/м^2 ;
- Д) Коровы, выпасаемые на лугу, террасе и пойме: потребление травы – 10 Кг/день , коэффициент ветрового подъема $K_{вп} = 10^{-6}$, дыхание за сезон выпаса – $5000 \text{ м}^3/\text{год}$, внешнее облучение – 1 мкГр/час .
- Е) Лягушка в пруду: площадь пруда – 1 км^2 , глубина – 4 м, толщина ила – 10 см, K_n растения «вода-трава» – 800, потребление растений – $0,2 \text{ Кг/день}$, урожай растений – 1 Кг/м^3 .
- Ж) Рыба мирная в пруду: потребление растений – $0,2 \text{ Кг/день}$ (в среднем), потребление воды – 1 л/день , урожай мирной рыбы – 2 кг/м^3 ,
- З) Бентосные организма: K_n «черви-илы» – 600 единиц (80 % активности пруда находится в илах и 20% – в воде).
- И) Человек: потребление молока – 200 л/год , рыбы – 40 Кг/год , мяса – 50 Кг/год , воды – 400 л/год , растений (овощи и картофель с террасы) – 100 Кг/год .

Перенос радионуклидов из одной камеры в другую происходит по законам кинетики первого порядка. Для исследования миграции радионуклида ^{137}Cs составлена система простых дифференциальных уравнений первого порядка с постоянными коэффициентами, каждое из которых характеризует определенную камеру (с учетом распада радионуклида для всех камер, кроме камеры *люди*; дело в том, что распад радионуклидов в камере *люди*, фактически и составляет режим формирования дозы облучения).

Способ определения параметров системы дифференциальных уравнений, которые описывают миграцию радионуклида Cs^{137} в экосистеме склонов, представлен ниже.

Для камеры *лес* характерен плавный сброс радионуклидов вниз по склону.

Другие камеры характеризуются постепенным увеличением накопления радионуклида в камерах с достижением пиковых значений и последующим уменьшением их содержания.

2) a_{32} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *опушка* в камеру *луг*.

На основе натурных данных установлено, что Cs^{137} из опушки леса переносится на луг в количестве 5-15% от запаса радионуклидов на опушке.

Увеличение этого параметра, по сравнению с параметром a_{21} , связано с другими характеристиками покрытия, крутизной склона, характером стока.

3) a_{43} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *луг* в камеру *терраса*.

Луг является зоной антропогенного влияния (выпас животных) и имеет относительно слабое покрытие (трава), поэтому доля переноса радионуклида Cs^{137} по нашим оценкам будет составлять от 10 до 20 % от запаса радионуклидов на лугу.

4) a_{54} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *терраса* в камеру *пойма*.

Сельскохозяйственная терраса, которая получает радионуклиды, – это зона активной аграрной деятельности, поэтому перенос радионуклидов на пойму уже будет немного большим и составляет от 10 до 30 % от запаса радионуклидов на террасе.

5) a_{94} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *терраса* в камеру *люди*.

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\ \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\ \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\ \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\ \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,05o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\ \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\ \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\ \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t). \end{array} \right. \quad (2.31)$$

Человек активно использует аграрную террасу для получения продуктов питания растительного и животного происхождения. Известно, что на сельскохозяйственных угодьях потеря радионуклидов Cs^{137} может

составить от 20 до 60 % от их запаса на аграрной террасе (кормовые травы, как правило, имеют высокие коэффициенты накопления).

Для примера приведем расчет параметра a_{94} . Пусть для избранной типичной экосистемы урожайность кормовой травы составляет высокий уровень 4 кг с 1 м² почвы. Коэффициент накопления из почвы в растения может составить 10, 20, 30. Коэффициент накопления рассчитывается по формуле, как было указано выше:

$$K_n = \frac{C_1}{C_2}, \quad (2.32)$$

где C_1 – активность радионуклида на 1 кг воздушно-сухой биомассы растений, C_2 – содержание радионуклида в 1 кг воздушно-сухой почвы, на которой эти растения выращены.

Если, кг почвы будет содержать 1 кБк Cs^{137} , то запас этого радионуклида в 1 м² будет составлять 200 кБк (поскольку 1 м² почвы по весу приблизительно равняется 200 кг). Если $K_n = 10$, то в траве может быть 10 кБк в 1 кг сухой биомассы. То есть, вынос радионуклидов травой равен $K_6 = 4 \cdot 10 = 40$ кБк. Поскольку весь запас составляет 200 кБк, то соответствующий параметр равен:

$$v = \frac{K_6}{3} = \frac{40}{200} = 0,2 = 20\% = a_{94}$$

6) a_{86} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *донные отложения*.

Моделирование радиоемкости озерных экосистем показало, что от 40 до 80 % запаса радионуклидов в воде осаждается в донных отложениях.

7) a_{68} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *донные отложения* в камеру *вода*.

Известно, что обратная десорбция на порядок меньше и составляет от 4 до 10 %.

8) a_{76} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *биота*.

Биота при ее достаточной массе в озере может аккумулировать от 30 до 70 % от запаса радионуклидов в воде, благодаря большим коэффициентам накопления (от 1000 и больше).

9) a_{67} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *биота* в камеру *вода*.

Обратная миграция происходит на порядок медленнее и составляет от 3 до 7 %.

10) a_{87} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *биота* в камеру *донные отложения*.

Этот параметр характеризует процесс отмирания биомассы озера. Биомасса в виде детрита откладывается в донных отложениях и составляет от 3 до 7 % от запаса всей биоты озера.

11) a_{65} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *пойма* в камеру *вода*.

По натурным данным установлено, что переход радионуклида Cs^{137} в воду озера, во время паводка может составить от 20 до 40% от запаса.

12) a_{96} – параметр, характеризующий скорость перехода радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *люди* прежде всего через использование воды для орошения растений на террасе и для питья.

Приведем пример расчета a_{96} . Для определения скорости миграции радионуклида Cs^{137} из камеры *вода* в камеру *люди* был выбран типовой населенный пункт с жителями в количестве 1 тыс. людей, которые пользуются водою из озера площадью 1 км² и глубиной 4 м. Тогда запас воды озере: $V = 4 \cdot 10^9 \text{ л} = 4 \cdot 10^6 \text{ м}^3$.

Пусть площадь аграрной террасы данного населенного пункта составляет 100 га. Поскольку на орошение 1 га площади в год тратится приблизительно $4 \cdot 10^3 \text{ м}^3$ воды, то на всю агротеррасу данного населенного пункта будет потрачено $4 \cdot 10^5 \text{ м}^3$ воды. Тогда параметр составит

$$a_{96} = \frac{4 \cdot 10^5}{4 \cdot 10^6} = 0,1 = 10\%.$$

Для камеры *люди* максимальное накопление радионуклидов составит 22 % от их запаса во всей экосистеме, что определяет дозовую нагрузку на популяцию людей, которые пользуются данной экосистемой. Основной составляющей дозы для людей является сельскохозяйственная терраса, на которой производится сельскохозяйственная продукция, которая интенсивно используется человеком.

Для анализа перехода радионуклидов из камеры в камеру были выбраны средние значения коэффициентов (табл. 2.3).

Для уменьшения негативного влияния радионуклидов на загрязненных территориях необходимо применять защитные контрмеры. Нами проведен анализ эффективности контрмер для уменьшения дозовой нагрузки на популяцию людей.

Определенные контрмеры применяются в некоторых населенных пунктах на севере Украины, в частности в Ровенской области. Результаты исследований свидетельствуют о необходимости проведения постоянного контроля за радиологической ситуацией в регионе и коррекции мер по

уменьшению дозовой нагрузки для населения. Влияние экономических и экологических факторов на формирование дозовых нагрузок для населения региона может резко обострить радиоэкологическую и радиологическую ситуацию. Поэтому без контроля и оперативного использования контрмер можно ожидать значительного ухудшения радиологической ситуации.

Таблица 2.3 Значения коэффициентов перехода радионуклидов из камеры в камеру.

a_{ij}	Минимальные	Средние	Максимальные
a_{21}	0.01	0.03	0.05
a_{32}	0.05	0.1	0.15
a_{43}	0.1	0.15	0.2
a_{54}	0.1	0.2	0.3
a_{65}	0.2	0.3	0.4
a_{67}	0.03	0.05	0.07
a_{68}	0.04	0.07	0.1
a_{76}	0.3	0.5	0.7
a_{86}	0.4	0.6	0.8
a_{87}	0.03	0.05	0.07
a_{94}	0.2	0.4	0.6
a_{96}	0.05	0.1	0.15

Одним из направлений разработки контрмер могут быть решения, которые способны управлять распределением и перераспределением радионуклидов в реальных ландшафтах. Как было сказано выше, основные процессы перераспределением радионуклидов происходят в склоновых экосистемах на водосборных площадях рек, болот и т.п. Таким образом, существует необходимость в создании специальной системы контрмер, которые способны ограничивать миграцию радионуклидов по склонам и, тем самым, уменьшать экологическую опасность таких территорий.

В рассматриваемой типичной склоновой экосистеме, состоящей из девяти камер, нами предложены такие контрмеры:

1) Построение подпорных стенок между камерами. Построение каменной (бетонной) стены в почве на достаточную глубину, чтобы остановить жидкий и твердый сток (эрозию), и таким образом минимизировать миграцию радионуклидов в ниже лежащие элементы склонового ландшафта.

2) Построение дорог. Дороги, заасфальтированные или бетонные, за счет твердого покрытия и кюветов могут замедлять и переправлять стоки поллютантов. Это может быть использовано, как один из вариантов выбора контрмер для уменьшения дозовой нагрузки на людей.

3) Комбинированный метод – «подпорная стенка» и «дорога». Для моделирования и выбора оптимальной контрмеры был рассмотрен комбинированный метод. Результаты моделирования позволяют выбрать наиболее эффективную контрмеру.

Оптимальным вариантом, среди рассмотренных, является тот, который предусматривает размещение подпорной стенки и дороги между опушкой и лугом. В этом случае дозовая нагрузка для людей уменьшится до 4 % от запаса (вместо 22 %). Общую картину по эффективности применения оптимальной контрмеры представлено в таблице 2.2. В скобках для сравнения приведены данные моделирования без применения контрмер. Видно, что уменьшение содержания радионуклидов наблюдается не только в камере *люди*, но в камерах *пойма*, *вода*, *биота* и *донные отложения* (табл. 2.4).

Таблица 2.4. Накопление радионуклидов в камерах с подпорной стенкой и дорогой между террасой и поймой.

Камеры	Максимальное содержание радионуклидов (%)	Время (годы)
Опушка	12 (12)	12 (12)
Луг	6 (6)	18 (20)
Терраса	1.6 (1.4)	21 (20)
Пойма	0.35 (0.82)	24 (24)
Вода	0.14 (0.32)	32 (30)
Биота	0.46 (1.16)	41 (44)
Донные отложения	0.85 (2.3)	44 (48)
Люди	23 (22)	60 (80)

Графическое решение предложенной модели для камеры *люди* показано на рис. 2.32.

Нами рассмотрена возможность применения метода страховой защиты (см. часть 6) при радиационном загрязнении в экосистемах. Для подсчета оценки ущербов от негативного влияния ^{137}Cs на здоровье человека в случае аварийных ситуаций нами были использованы предварительные исследования распределения радионуклида в типичных склоновых экосистемах Украины. В случае возникновения аварийных ситуаций и выброса радионуклида в экосистемы склонов, коллективная доза для населения зависит от скоростей миграции Cs^{137} . Известно, что

именно коллективная доза может служить мерой радиационного риска (см. приложение 2.). Установлено, что коллективная доза зависит от величины накопления радионуклидов в камере *люди*, где накопление радионуклидов составляет 11 %, 22 % и 33 % при минимальных, средних и максимальных скоростях миграции соответственно (табл. 2.5).

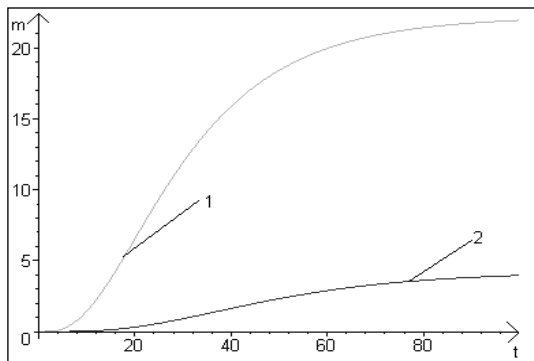


Рис. 2.32. График накопления радионуклидов для камеры *люди*: 1 – без применения контрмер, 2 – с применением контрмер

Таблица 2.5. Значения прогнозируемых доз и ущербов при радиационном загрязнении склоновой экосистемы.

Параметры	Минимальные скорости	Средние скорости	Максимальные скорости
Коллективная доза, произведенная в данном населенном пункте, за 100 лет (<i>Чел.Зв.</i>)	$3,0 \cdot 10^3$	$6,5 \cdot 10^3$	$2,14 \cdot 10^4$
Общий убыток в данном населенном пункте за 100 лет, \$	$1,2 \cdot 10^8$	$2,6 \cdot 10^8$	$9,6 \cdot 10^8$
Индивидуальный ущерб за год жизни в данном населенном пункте, \$	32,5	65	240
Индивидуальная эквивалентная доза за год жизни в данном населенном пункте, мЗв/год	0,75	1,6	6
Количество потерпевших, человек.	210	440	1680

То есть, с увеличением скоростей перемещения радионуклида по склону увеличивается и величины коллективных доз (от $3,0 \cdot 10^3$ *Чел.Зв.* до $2,14 \cdot 10^4$ *Чел.Зв.*), и индивидуальных (от 0,75 мЗв до 6 мЗв) доз облучения, и количество потерпевших (от 210 до 1680 человек из 40000 чел. населения), и экономический ущерб нанесенного вреда здоровью человека.

Прогноз распределения коллективной и индивидуальной дозы при разных случаях загрязнения склоновой экосистемы для населенного пункта, где проживает 500 человек, показан в таблице 2.6.

Таблица 2.6. Распределения коллективной и индивидуальной дозы при разных случаях загрязнения склоновой экосистемы, при разных скоростях переходов между камерами.

Параметры	Минимальная скорость переходов.			
Активность радионуклида, Ku	1	5	10	40
Коллективная доза, $Чел/Зв$	$8,14 \cdot 10^1$	$4,07 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$3,256 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, $Зв$	0,01628	0,814	1,628	6,512
	Средняя скорость переходов.			
Активность радионуклида, Ku	1	5	10	40
Коллективная доза, $Чел/Зв$	$1,628 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$1,628 \cdot 10^3$	$6,512 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, $Зв$	0,3256	1,628	3,256	13,024
	Максимальная скорость переходов.			
Активность радионуклида, Ku	1	5	10	40
Коллективная доза, $Чел/Зв$	$2,442 \cdot 10^2$	$1,221 \cdot 10^3$	$2,442 \cdot 10^3$	$9,768 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, $Зв$	0,4884	2,442	4,884	19,536

Нами был проведен расчет надежности транспорта радионуклидов по склоновой экосистеме. В расчетах были использованы литературные данные. Считается, что в лесу лежит запас радионуклида ^{137}Cs в 1 Ки. Параметры озера: $S = 1 \text{ км}^2$, $H = 5 \text{ м}$, $V = 5 \text{ Е} + 9 \text{ л.}$; параметры донных отложений: $S = 1 \text{ км}^2$, $h = 0,1 \text{ м}$, $K_d = 1000$. Расчеты проведены без применения контрмер (таблица 2.7) и с учетом избранных контрмер (табл. 2.8).

Таблица 2.7. Надежность типичной склоновой экосистемы, как системы транспорта ^{137}Cs к озеру и к человеку (без контрмер)

Камера	Вероятность сброса	Комментарии
1.Лес	0,029	
2.Опушка	0,77	Загрязнения воды ожидается с вероятностью $1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 4 \cdot 5 \cdot 6 = 1,5 \text{ Е-3}$. Это означает, что содержание цезия в воде составляет всего $1,1 \text{ Е-2 Бк/л}$
3.Луг	0,6	
4. Терраса	0,57 (к человеку – 0,4)	Загрязнение донных отложений в озере Ожидается с вероятностью $1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 4 \cdot 5 \cdot 6 = 9 \text{ Е-3}$. Это означает, что содержание цезия в донных отложениях составляет $3,3 \text{ Бк/л}$.
5.Пойма	0,2	

6. Биота озера	0,33	При $K_H=1000$, содержание цезия в биоте донных отложений составляет 3300 Бк/кг. Тогда по отношению к предельной дозе в 4Гр/год (600 кБк/кг), допустимый уровень загрязнения леса составляет 182 Ки.
7. Донные отложения	0,1	
8. Вода озера	0,77	Люди получают от воды озера и продукции террасы радионуклиды с вероятностью $5,4 \cdot 10^{-3}$.
9. Люди	0,4 + 0,1	При этом загрязнение травы на террасе составляет около 5 Бк/кг. Допустимый уровень загрязнения кормовой травы составляет 1000 Бк/кг. При этом уровень загрязнения молока ожидается в 100 Бк/л. Тогда по молоку допустимый уровень загрязнения леса по запасу радионуклидов не превышает 200 Ки.

Таблица 2.8. Надежность типовой склоновой экосистемы, как системы транспорта Cs^{137} к озеру и к человеку (при участии контрмер)

Камера	Контрмеры		
	Дорога между лесом и опушкой; $K_d = 2$	Подпорная стенка в почве между террасой и поймой; $K_d = 2$	Влияние всех контрмер одновременно
1. Лес	0,02	0,029	0,02
2. Опушка	0,4	0,83	0,4
3. Луг	0,6	0,6	0,6
4. Терраса	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,12
5. Пойма	0,2	0,1	0,1
6. Биота озера	0,33	0,33	0,33
7. Донные отложения	0,1		0,1
8. Вода озера	0,77	0,77	0,72
9. Люди	0,4 + 0,1	0,4 + 0,1	0,4 + 0,1
Вероятность сброса 1·2·3·4·5·6	$2,7 \cdot 10^{-4}$ $K_d(2)=5,6$	$8,7 \cdot 10^{-4}$ $K_d(2)=1,7$	$5,8 \cdot 10^{-5}$ $K_d(2)=25,9$

2.9. Общий алгоритм расчета и анализа надежности биосистем от клетки до экосистемы

Данные этой части книги, позволяют нам сформулировать основной алгоритм расчета и анализа надежности биосистем от клетки до экосистем разной сложности. Из теории сложных систем следует, что дом сложенный

из кирпичей не может быть в принципе, описан только через свойства и функции кирпичей. Надежный анализ системы, как раз и ориентирован на разработку принципов и моделей описания систем не сводя дело только к свойствам и функциям элементов (кирпичей)

В самом общем виде такой алгоритм для анализа биосистем, может быть следующим:

1. Четкое описание и представление о структуре и элементах данной биосистемы, ее функциях и особенностях (при необходимости и недостаточности литературных данных, проводятся экспериментальные и теоретические исследования)

2. Выбор и обоснование главной функции или функций, свойственных исследуемой биосистеме, для оценки и анализа ее надежности, в терминах вероятности выполнения выбранной функции (размерность от 0 до 1).

3. Обоснование и выбор критериев оценки надежности элементов исследуемой биосистемы по выбранной функции, с учетом ее ограниченности.

4. Обоснование и выбор мер или меры надежности биосистемы данного уровня по выбранной функции и/или функциям.

5. Выбор и обоснование описания структуры биосистемы в плане обеспечения ее надежности. Построение графа обеспечения надежности выбранной биосистемы.

6. Установление и обоснование свойственных данной биосистеме механизмов восстановления и резервирования (При необходимости проведение экспериментальных и теоретических исследований по выбранной функции и/или функциям данной биосистемы).

7. Моделирование надежности выбранной биосистемы помощью адекватных математических моделей (для экосистем возможно использование аналитической ГИС технологии).

8. Валидация полученных моделей данной биосистемы, опираясь на теоретические, экспериментальные и натурные исследования.

9. Если уровень валидации и адекватности, полученных моделей для данной биосистемы не достаточен, то нужно вернуться к началу алгоритма (1-8 этапы).

10. Такая интеграция может быть продолжена до достижения нужного уровня адекватности и эвристичности полученных результатов по модели, и полезности выводов из нее, с учетом реальной ограниченности подходов к описанию биосистем с помощью методов и моделей теории надежности сложных систем.

Общие выводы по части 2.

1. Развиваемая нами теория и модели радиоемкости экосистем с использованием теории и моделей надежности, позволили адекватно

описать закономерности миграции и распределения радионуклидов для разных типов экосистем водоемов и суши. Теория и модели радиоемкости позволяют строго определять критические элементы экосистемы где следует ожидать временного или конечного депонирования радионуклидов.

2. На основе шкалы дозовых нагрузок на экосистемы и их элементы удалось оценить предельные концентрации радионуклидов (Экологические нормативы), выше которых можно ожидать заметного влияния на структуру, биологические характеристики и параметры радиоемкости экосистем.

3. Закономерности перераспределения радионуклидов-трассеров в разных типах экосистем, описываемые моделями радиоемкости и надежности, позволяют на основе экологического нормирования определить предельно-допустимые сбросы и выбросы радионуклидов в конкретные виды экосистем.

4. Предлагаемый метод определения экологически обоснованных предельно-допустимых радионуклидных загрязнений экосистем и их компонентов, может служить теоретической основой для системы экологического нормирования сбросов и выбросов разных поллютантов в окружающую среду.

5. Подход на основе применения биогенных трассеров позволяет в рамках теории и моделей радиоемкости и надежности одновременно оценивать процессы миграции радионуклидов, определять дозовые нагрузки на биоту экосистем, и устанавливать фундаментальные параметры скоростей перераспределения радионуклидов и других поллютантов в разных типах экосистем.

Литература ко 2 части

1. Нейман Дж. Вероятностная логика и синтез надежных организмов из ненадежных компонент / Дж. Нейман. – М. : Изд-во иностр. лит., 1966. – С. 243–248.
2. Кутлахмедов Ю. А. Исследование надежности растительного организма радиобиологическими методами / Ю. А. Кутлахмедов. и др./ – К. : Наукова думка, 1980. – С. 116–157.
3. Базовский И. Надежность: теория и приктика – М.: Мир, 1965. – 374 с.
4. Ушаков Б. Справочник по расчету надежности / Б. Ушаков, И. Козлов./ – М., 1975. – 472 с.
5. Лучник Н.В. Биофизика цитогенетических поражений и генетический код. – Л. : Медицина, 1968. – 296 с.
- 6.Капульцевич Ю. Г. Количественные закономерности лучевого поражения клеток– М. : Атомиздат, 1978. – 232 с.
7. Лэмб М. Биология старения / М. Лэмб. – М.: Мир, 1980. – 208 с.
8. Szillard L. The nature of the aging process. – Proc. Nat. Acad. Sci. USA, 1959. – № 1. – P. 30–42.

9. Артамонов В.Г. Моделирование биологических систем – К. : Наукова думка, 1977. – 160 с.
10. Гудков И. Н. Динамика меристемы и ее радиоустойчивость – К. : Наукова думка, 1980. – С. 82–116.
11. Касинов В. Б. Биологическая изомерия / В. Б. Касинов. – Л. : Наука, 1973. – 268 с.
12. Перроте А. И. Основы ускоренных испытаний радиоэлементов на надежность. / А. И. Перроте, Г. Д. Карташов, К. Н. Цветаев./ – М., 1968. – 187 с.
13. Месарович М. Теория иерархических многоуровневых систем / М. Месарович, Д. Мако, И. Такаха/ – М. : Мир, 1973. – 346 с.
14. Вентцель Е. С. Теория случайных процессов и ее инженерные приложения / Е. С. Вентцель, Л. А. Овчаров./ – М. : Наука, 1991. – 384 с.
15. Гнеденко Б. В. Элементарное введение в теорию вероятностей / Гнеденко Б. В. А. Я. Хинчин./ – М. : Наука, 1976. – 205 с.
16. Кочубинский А. И. Об определении эффективности восстановления – К. : Наукова думка, 1987. – 149–153.
17. Ахназарова С. Л. Оптимизация эксперимента в химии и химической технологии / С. Л. Ахназарова, В. В. Кафаров./ – М. : Высш. школа, 1978. – 320 с.
18. Формирование радиобиологической реакции растений / Ю. А. Кутлахмедов, Д. М. Гродзинский, И. Н. Гудков [и др.]. – К. : Наукова думка, 1984. – 216 с.
19. Корогодин В. И. Феномен жизни. Избранные труды, в 2-х томах / В. И. Корогодин М. : Наука, 2010.
20. Кутлахмедов Ю. А. Надежность экологических систем / Ю. А. Кутлахмедов, И. В. Матвеева, В. В. Родина./ – Palamarium Academic Publishing. Saarbrucken, Deutschland. – 2013. – 318 с.
21. Матвеева И. В. Проблеми надійності екологічних систем – К. : НАУ, 2014. – 192 с.
22. Кутлахмедов Ю. А. Основы радиоэкологии / Ю. А. Кутлахмедов, В. И. Корогодин, В. К. Кольтовер./ – К. : Вища шк., 2003. – 319 с.
23. Томілін Ю. А. Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України / Ю. А. Томілін, А. І. Григор'єва./ – Миколаїв, 2008 р. – 260 с.
24. Степановских А. С. Прикладная экология. Юнити. – М., 2003. – 752 с.
25. Радоекологія. Камерні моделі / Ю. О. Кутлахмедов, І. В. Матвєєва, В. П. Петрусенко, В. В. Родіна – Київ: НАУ, 2013. – 84 с.

Задачи и упражнения по 2 части

1. Почему иерархические системы могут быть высоко надежными, а могут быть и мало надежными?
2. Пользуясь формулой 2.5 рассчитать надежность (дозовую кривую выживаемости) колоний клеток состоящих из 2, 3, 5 клеток, при их

способности делиться независимо друг от друга.(параметры – $m \approx 10$, $\alpha \approx 0,1$, $v \approx 1/10$ Гр.

3. Как можно создать надежную систему из ненадежных элементов?
4. Почему существуют последовательные системы, если они ненадежны?
5. Почему все надежные системы, как правило, запараллелены?
6. Приведите пример временного резервирования в биосистемах.
7. Приведите пример резервирования в биосистемах путем использования избыточной информации.
8. Зачем применяют модели и теорию надежности в экологии?
9. Почему высокая надежность системы снижает требования к надежности элементов
10. Почему для выживаемости субпопуляции пролиферирующих клеток может быть достаточно выживания части клеток?
11. Почему и когда судьба субпопуляции клеток не может быть сведена к выживаемости одной клетки?
12. Как можно определить надежность субпопуляции клеток?
13. Чем в принципе отличаются дозовые кривые выживаемости одиночной клетки и субпопуляции клеток по форме и по сути?
14. Постройте кривые выживаемости (надежности) одиночной клетки ($v = 0,1$ Гр, $m = 4$, $d =$ от 10 до 100 Гр)
15. Постройте кривые выживаемости (надежности) субпопуляции – К клеток ($v = 0,1$ Гр, $m = 4$, $d =$ от 10 до 100 Гр, $K=10$)
16. Постройте кривые выживаемости (надежности) ряда субпопуляций – К клеток ($v = 0,1$ Гр, $m = 4$, $d =$ от 10 до 200 Гр, $K=2, 5, 10, 30, 100$ клеток)
17. Что означают одна, две и последующие ступени на такой кривой выживаемости – надежности – популяции клеток, образованной из n отдельных субпопуляций (результат задачи – 16)?
18. Почему для биосистем нужна особая специальная система испытания надежности?
19. Почему для испытания надежности биосистем подходит такой фактор как ионизирующая радиация?
20. Как процесс старения биосистемы может быть связан с процессами обеспечения надежности?
21. Основы метода математического планирования экспериментов.
22. Каковы преимущества проведения экспериментов с применением математического планирования?
23. Что такое радиоемкость экосистем?
24. Каковы особенности склоновой экосистемы?
25. Рассчитайте надежность простой склоновой экосистемы с параметрами:
 $P1(\text{лес}) = 0,8$, $P2(\text{опушка}) = 0,6$, $P3(\text{луг}) = 0,5$, $P4(\text{терраса}) = 0,4$,
 $P5(\text{пойма}) = 0,3$, $P6(\text{озеро}) = 0,9$.

ЧАСТЬ 3. НАДЕЖНОСТЬ БИОСИСТЕМ И ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ

3.1. Радиоемкость разных типов экосистем и принципы их экологического нормирования

Резюме

В данной части книги теория радиоемкости и надежности экосистем применена для определения экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы радионуклидов в окружающую среду. Далее в главе на основе допустимых мощностей доз для экосистем (Таб.3.1.) нами установлен конкретный предел радионуклидного загрязнения биоты, который может быть положен в основу экологического нормирования (200-1000 кБк/кг). Определены основные формулы оценки предельно допустимых сбросов в озерную экосистему. Показано, что норматив на бентос в 10-100 раз жестче, чем экологический норматив на планктон и нектон. Показано, что существующие уровни радионуклидного загрязнения склоновых экосистем 30-км зоны ЧАЭС превышают предлагаемые экологические нормативы. Показана эвристичность применения теории радиоемкости к реальным экосистемам.

К обоснованию этих выводов и представлению полученных результатов мы перейдем ниже, используя ранее упомянутые представления и идеи.

Напомним, что представление о факторе радиоемкости было впервые введено Агре и Корогодиным для оценки радиоемкости непроточного пресноводного водоема в зоне Кыштымской аварии [1]. Предложенная формула для определения фактора радиоемкости, позволяет рассчитывать долю радионуклидов, накопленных в донных отложениях пруда, служащих критическим звеном данной экосистемы и депонирующих основное количество радионуклидов, попавших в водоем. Величина фактора радиоемкости, как уже упоминалось выше, фактически определяет вероятность депонирования радионуклидов в донных отложениях, или в надежностных терминах, надежность удержания радионуклидов в данной простой озерной экосистеме. Здесь в экосистему пруда не вводится важная

составляющая -биота:
$$F = \frac{kh}{H + kh}, \quad (3.1)$$

где k - коэффициент накопления радионуклидов в донных отложениях из воды; h - толщина активно сорбирующего слоя донных отложений; H - средняя глубина водоема. Для пресноводных озер района Кыштымской и Чернобыльской аварий расчетные и натурные значения F для ^{137}Cs составляют 0,6-0,9. Нами были предложены формулы для расчета фактора

радиоёмкости для самых различных ситуаций (экосистемы замкнутых водоемов, экосистемы каскада проточных водоемов и водохранилищ, склоновые экосистемы, пойменные луга, агроэкосистемы и т.д.) [2]. Предложенный математический аппарат и теория радиоёмкости и надёжности [3,4] позволяют с единых теоретических позиций описывать, сравнивать и оценивать различные типы экосистем.

3.1.1. Проблемы экологического нормирования экосистем

В случае радионуклидных выбросов и сбросов в окружающую среду встает задача определения предельных значений поступления радионуклидов в экосистему, когда еще в результате их действия не следует серьезных изменений в самой экосистеме. Естественной границей для оценки предельно-допустимого сброса радионуклидов в экосистеме является дозовая нагрузка или мощность годовой дозы облучения. В работе Г.Г. Поликарпова была введена шкала дозовых нагрузок на экосистемы в виде 4-х основных дозовых пределов [5] (табл. 3.1):

Таблица 3.1. Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	$< 0,001 - 0,005$
2	Зона физиологической маскировки	$> 0,005 - 0,05$
3	Зона экологической маскировки:	
3.1	а) наземные животные	$> 0,05 - 0,4$
3.2	б) гидробионты и наземные животные	$> 0,05 - 4$
4	Зона явных экологических эффектов:	
4.1	а) драматических для наземных животных	$\geq 0,4$
4.2	б) драматических для гидробионтов и наземных животных	≥ 4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	≥ 100

Из данной шкалы следует, что реальным дозовым пределом для сброса и "складирования" радионуклидов в экосистемах и их компонентах является мощность дозы, превышающая 0,4 – 4 Гр/год, когда по шкале можно ожидать начала проявления явных экологических эффектов на уровне биоты экосистемы. Это та доза, при которой может разрушаться и угнетаться биота рассматриваемых экосистем. В терминах теории надёжности данная экосистема может быть разрушена, а ее надёжность тогда станет равной нулю. То есть ее вероятность безотказного

существования упадет до нуля. Нетрудно рассчитать предельные дозовые нагрузки от излучений альфа-, бета-, гамма, излучающих радионуклидов для композиции Кыштымского, Фокусимского и Чернобыльского выброса. По нашим оценкам суммарная доза в 0,4–4 Гр/год соответствует концентрации ^{137}Cs около 1000 кБк/л, кг в экосистеме или ее элементах (наземные растения и гидробионты) и около 200 кБк/л(кг) для экосистемы с включением наземных животных, что в среднем составляет 600 кБк/кг. Это тот уровень, радионуклидного загрязнения экосистем, при котором биота экосистем не сможет надежно функционировать, а именно обеспечивать функции роста биомассы и способность кондиционировать среду обитания на уровне достаточном для сохранения и поддержания функции биоты исследуемой экосистемы.

Почему необходимо руководствоваться этими величинами предельно-допустимых выбросов и сбросов в экосистемы? На основании данных шкалы можно ожидать, что при концентрациях радионуклидов в экосистемах и их элементах, выше указанных пределов, возможно проявление заметных экологических эффектов, включающих искажение видовой структуры биоты экосистемы, потерю и/или изменение радиоустойчивости отдельных видов, угнетение роста биомассы в биоценозах и даже гибель экосистемы (например "Рыжий лес") [3,4]. Такая ситуация может привести к непредсказуемым изменениям величин факторов радиоемкости экосистемы и ее элементов, к ее разрушению, а как результат - к новому перераспределению радионуклидов.

Возможна следующая последовательность эффектов в пресноводной экосистеме: отмирание биомассы населения водоема из-за угнетающего эффекта дозы - подкисление воды - усиление десорбции радионуклидов из донных отложений - повышение радионуклидного загрязнения воды - новое повышение дозы на биоту и т.д.

Проще всего меру и зависимость от дозы надежности биоты экосистем можно представить в виде линейной зависимости (рис 3.1.) от оценки дозы на биоту (растения и гидробионты) экосистем.

Таким образом, если мы хотим сохранить благополучие в экосистемах, нам необходимо не допускать превышения этих пределов в экосистемах в целом, и/или конкретно в их биотических компонентах. Следует подчеркнуть, что существующая система нормирования сбросов и выбросов радионуклидов ядерными предприятиями практически не учитывает этих важнейших ограничений. Однако их необходимо учитывать для создания реальной системы экологического нормирования. Рассмотрим конкретные примеры оценки допустимых сбросов и выбросов для различных типов экосистем.

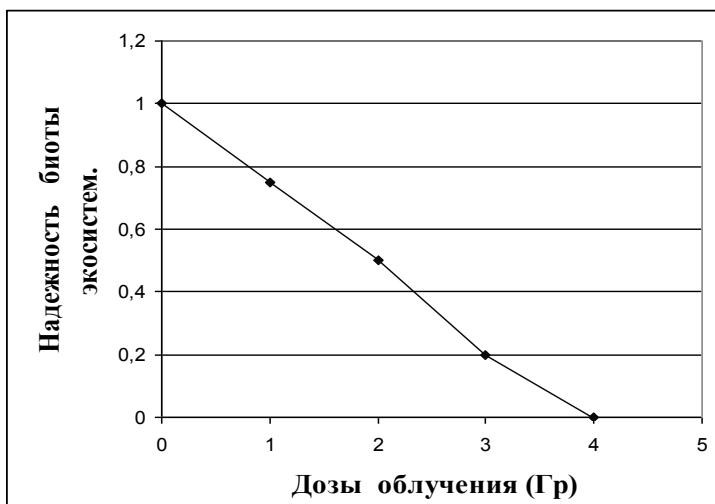


Рис 3.1. Зависимость надежности биосистем (растения и гидробионты) от дозы (Гр) исходя из линейной модели.

3.1.1.1. Оценка допустимых сбросов и складирования радионуклидов в пресноводном водоеме

Исходя из моделей оценки фактора радиоемкости пресноводного водоема (3.1), критическим биотическим элементом данной экосистемы может быть население донных отложений (бентос) и/или население водной толщи. Формулы для оценки факторов радиоемкости донных отложений и биоты воды используются из работы [2,3]. Для радиоемкости донных отложений, а значит и бентоса может быть использована формула (3.1) в которой для оценки фактора радиоемкости бентоса в отношении ^{137}Cs применены следующие реальные величины : $h = 0,1$ м; $k = 1000$, $H = 4$ м. Тогда F - фактор радиоемкости для донных отложений составляет- 0,9 для ^{137}Cs .

Для оценки фактора радиоемкости биоценоза водной толщи пресноводного водоема нами предложена следующая формула:

$$F_b = \frac{p\text{НК}_b}{p\text{НК}_b + kh + H}, \quad (3.2)$$

где p - плотность биомассы гидробионтов в воде (заметной считается величина биомассы $1 - 10 \text{ г/м}^3$; K_b - коэффициент накопления для биоценоза и его биотических компонентов водоема, может достигать $1000 - 100000$ единиц. В этом случае- F_b - может составлять от малого значения 0,05 до очень высокого значения радиоемкости в 0,97, когда практически все радионуклиды сосредоточены в биотической составляющей водоема.

Используя формулу (3.1) нами была построена модель и формула для оценки радиоемкости каскада водохранилищ [2](3.3):

$$F_c = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - F_i) \quad (3.3)$$

Данная модель радиоемкости была применена нами для оценки радиоемкости каскада Днепровских водохранилищ и оправдалась в реальных исследованиях после Чернобыльской аварии. На базе приведенных выше моделей и формул, а также зная оценку предельно - допустимых концентраций радионуклидов в элементах экосистемы, возможно, оценить критические сбросы и выбросы в экосистемы описанного типа:

1. Для бентоса донных отложений пресноводного водоема предельно - допустимый сброс радионуклидов в водоем (N_k) не должен превышать:

$$N_k < \frac{LhS}{kF} \quad (3.4)$$

где L - предел концентрации радионуклидов в водной биоте - 370 кБк/кг, S - площадь водоема, остальные обозначения приведены выше.

2. Для водной биоты (планктон, нейстон, высшие растения) в толще воды предельно допустимый сброс радионуклидов не должен превышать (N_b):

$$N_b < \frac{LHS}{K_b(1-F)} \quad (3.5)$$

где использованы обозначения формул (3.1,3.2,3.4). Для конкретного пресноводного водоема, где $S=2 \text{ км}^2$, $H=4 \text{ м}$, $K_b=1000$, $F=0,7$ критическая величина сброса радионуклидов составляет не более: $N_b < 10 \text{ ТБк}$, в воду всего водоема. В то же время критическая величина сброса радионуклидов в водоем для его бентоса оценивается по формуле (3.4) - $N_k < 110 \text{ ГБк}$. Эта величина в 90 раз меньше, чем допустимый сброс, оцениваемый для всего населения водной толщи водоема.

В общем случае отношение оценок предельно-допустимых сбросов в водоем по двум критическим звеньям - населению водной толщи и бентосу (моллюски, кишечнополостные и т.д.) определяется по следующей формуле:

$$\frac{N_k}{N_b} = \frac{hK_b(1-F)}{HkF} \quad (3.6)$$

Из формулы (3.6) следует, что величина оценки экологического норматива - величины допустимого сброса радионуклидов в водоем,

определяемая по возможному влиянию на состояние бентоса, значительно (от 10 до 100 раз) меньше, чем оценка по влиянию на состояние населения водной толщи водоема (фито - и зоопланктон, высшие растения в толще воды, нектон, нейстон и плейстон). Следовательно, в качестве экологического норматива следует выбрать наиболее жесткий уровень, т.е. 110 ГБк для данного водоема, в целом.

3. Аналогичные оценки предельно - допустимых сбросов можно дать и для других типов экосистем. В частности в системе каскадов водоемов (типа Днепровского каскада) критическим по дозовым нагрузкам является первое водохранилище - Киевское. В донных отложениях верхней части Киевского водохранилища встречаются уровни содержания радионуклидов в донных отложениях, достигающие 600 кБк/кг и больше. Фактически это означает, что для верхней части водохранилища уровень осуществленного сброса достигает критического значения и здесь в населении бентоса можно ожидать заметных экологических последствий. Теоретически оцениваемый предельно - допустимый сброс радионуклидов в Киевское водохранилище оценивается всего в 60 ТБк, в то время как реальный запас радионуклидов ^{137}Cs , в донных отложениях определенный по натурным измерениям составляет ≈ 260 ТБк [6], что уже значительно превышает предельно - допустимый сброс.

4. Наши оценки критических уровней радионуклидного загрязнения лесных экосистем, где основная масса (до 90%) радионуклидов концентрируется в подстилке, составляет, по нашим оценкам, плотность загрязнения в $N_k < 67000$ кБк/м², если $L = 600$ кБк/кг для лесной флоры и фауны и для лесной подстилки.

(Для расчета можно вставить в формулу (3.4) следующие исходные данные: где L - предел концентрации радионуклидов в водной биоте - 600 кБк/кг, S - площадь леса - 1 км^2 , $h = 0,1$, $k=1000$, $F=0,9$. Тогда:

$$N_k < 600 \text{ кБк/кг} \cdot 0,1 \text{ м} \cdot 10^6 \text{ м}^2 / 1000 \cdot 0,9 \approx 67000 \text{ кБк/м}^2$$

5. Для луговых экосистем наши оценки $N_k < 22,2$ МБк/м², когда 80-90% радионуклидов на непаханных лугах содержится в 5 см слое дернины. Для вспаханных после аварии лугов (глубина вспашки 20 см) дозовая нагрузка на биоту луга и поля несколько меньше (за счет разбавления) и тогда здесь оценка N_k дает 74-92 МБк /м² по плотности радионуклидного загрязнения.

6. Для населения биоты морских экосистем (прибрежное мелководье, на которое собственно и приходится основная биопродуктивность), при средних концентрациях биомассы в 10 г/м^3 радиоемкость этих биоценозов достигает 0,9 - 0,99. Тогда в случае сброса больших масс воды с содержанием радионуклидов 6 - 60 кБк/л, это может приводить к радионуклидному загрязнению сообществ биоты в 600 кБк/кг, что выше предложенного нами экологически допустимого уровня.

3.1.2. Оценка предельно-допустимых сбросов и складирования радионуклидов в склоновых экосистемах

3.1.2.1. Экологическое нормирование для склоновой экосистемы [3,4]

Наблюдения в зоне ЧАЭС за перераспределением радионуклидов в склоновых экосистемах на берегу реки Уж, показали быструю динамику и концентрирование радионуклидов на береговой террасе и в донных отложениях реки. Нами была построена модель радиоемкости склоновой экосистемы и показана ее эвристичность (см. формулу 3.3). Таким образом, можно считать, что анализ радиоемкости, есть перспективный подход и в случае линейно организованных экосистем по типу склоновых. Разработанные модели позволяют оценить и прогнозировать закономерности распределения радионуклидов и определять критическую биоту, которая может получать заметные дозовые нагрузки (см. рис. 3.1.). Для анализа выбрали простую склоновую экосистему:

лес $\Rightarrow$ каменистая осыпь $\Rightarrow$ луг $\Rightarrow$ терраса $\Rightarrow$ озеро.

Результаты моделирования динамики перераспределения радионуклидов в такой склоновой экосистеме были приведены на рис. 3.2.[7].

Ранее установлено по результатам моделирования, что критическим звеном, которое определяет радиоемкость всей склоновой экосистемы, является биота донных отложений озера в данной склоновой экосистеме. Как выше нами показано, именно радиоемкость биоты для критической компоненты экосистемы, определяет надежность всей экосистемы, по ее способности обеспечивать транспорт радионуклидов от биоты к человеку.

3.1.2.2. Оценка экологических нормативов на предельно допустимые сбросы и депонирование радионуклидов в склоновых экосистемах

Разработанная модель оценки радиоемкости склоновой экосистеме позволяет оценить время и место, ожидаемого в динамике миграции, концентрирования радионуклидов в некоторых элементах склоновой экосистемы. По формуле (3.7) может быть оценен фактор радиоемкости склоновой экосистемы (F_s), оценки которого представлены на рис. 3.2.

Практически это означает, что параметры миграции и концентрирования радионуклидов в лесу (вершина склоновой экосистемы), на опушке, на лугах, на террасе и на пойме озера, и/или в донных отложениях водотока (речка, ручей, озеро, болото и т. п.) определяют, в конце концов, предельно допустимый сброс радионуклидов в данную экосистему. Для случая первичного сброса радионуклидов только в (верхнюю) лесную часть экосистемы ($N_k(L)$) величина загрязнения и сброса может быть получена по формуле (неравенство) (см. формулу 3.4.). Приведем пример такого расчета.

3.1.2.3. Расчёт и анализ допустимых сбросов радионуклидов в склоновой экосистеме

Рассмотрим, для примера, относительно простую склоновую экосистему, которая составлена из 4-х компонент: лес; луг; сельскохозяйственная терраса; озеро. Вероятности сброса, которые фигурируют в формуле (3.7), установим в виде таких реальных значений из литературы и/ натурных данных: лес-луг = 0,03; луг-терраса = 0,1; терраса-озеро = 0,2. Как показал предыдущий расчёт, критическим в этой склоновой экосистеме будет донная биота озера. Для примера проанализируем вариант, когда K_n донной биоты составляет 10^4 единиц. Тогда, если допустить, что процесс поверхностного стока по склоновой экосистеме такой, как было рассчитано в табл. 3.3, то допустимый уровень разового годового сброса не должен превышать $2,3/20 = 0,11$ Ки/год. Исходя из такой оценки, можно рассчитать, что уровень загрязнения террасы не должен превышать величину $0,11/0,2 = 0,55$ Ки. Для выполнения такой оценки уровень загрязнения лугов не должен превышать величину $0,55/0,1 = 5,5$ Ки. Тогда мы можем рассчитать величину допустимого загрязнения источника поступления радионуклидов в данную склоновую экосистему – лесной компоненты; не должен превышать величину: $5,5/0,03 = 183$ Ки. Это общий запас радионуклидов во всей лесной экосистеме. А если площадь леса составляет около 10 км^2 , то плотность его загрязнения не может превышать 18 Ки/км^2 .

Такой уровень загрязнения практически реализован, на значительной территории 30-километровой зоны отчуждения Чернобыльской аварии и сел 2, 3 зоны отчуждения. Это означает, что даже при существующих уровнях загрязнения радионуклидами склоновых экосистем, можно ожидать в депонирующих компонентах (в нашем примере, это озеро) превышения предельных дозовых нагрузок на биоту. Следует заметить, что в выбранном нами примере загрязнённым, считается только источник – лесная компонента склоновой экосистемы. Реальные ситуации в Украине такие, что первичное загрязнение может лежать на всех составляющих склоновой экосистемы. В этом реальном случае уровни допустимого загрязнения составляющих склоновой экосистемы будут значительно более жесткими.

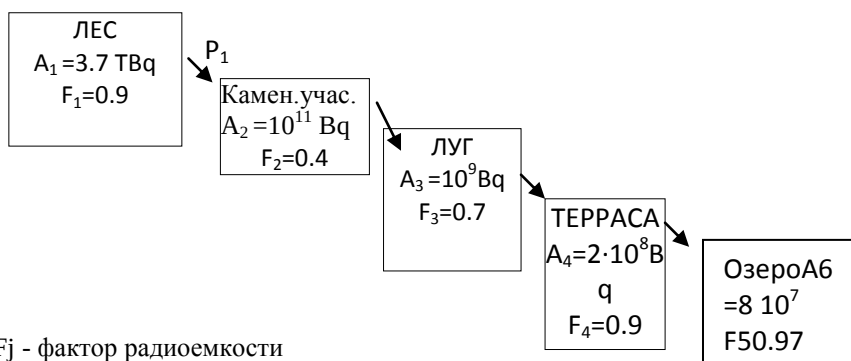
Разработанная нами модель оценки радиоемкости склоновой экосистемы позволяет оценить время и место ожидаемого, в динамике миграции, концентрирования радионуклидов в некоторых элементах склоновой экосистемы. По формуле (3.7) может быть оценен фактор радиоемкости склоновой экосистемы (F_s), представленной на рис 3.1 .

$$F_s = 1 - \prod_{i=1}^k P_i = 1 - P_s, \quad (3.7)$$

где P_i - вероятности стока радионуклидов из соответствующего элемента склоновой экосистемы за год (P_1 - сток из лесной экосистемы, P_2 - по каменистой осыпи, P_3 - из луговой, а P_4 - из экосистемы террасы в озеро, P_s –фактор радиоемкости всего склона, в целом). Практически это означает, что параметры миграции и концентрирования радионуклидов в лесу (вершина склоновой экосистемы), на опушке, на пойме, и/или в донных отложениях водотока (река, ручей, озеро, болото и т.д.) определяют, в конечном итоге, предельно - допустимый сброс радионуклидов в данную экосистему. Для случая сброса в лесную экосистему - $N_k(f)$ получена следующая формула (3.8):

$$N_k(f) < \frac{N_k(L)}{P_s \times T}, \quad (3.8)$$

где $N_k(L)$ для конкретного озера оценивается в 110 ГБк, T - количества лет сброса (нами использованы оценки на 20 лет стока). Для примера склоновой экосистемы мы избрали простейший вариант : лес - каменистая осыпь - луг - терраса - озеро. Параметры радиоемкости данной склоновой экосистемы приведены на рис 3.1.



F_j - фактор радиоемкости

$P_j = 1 - F_j$ - вероятность стока радионуклидов

A_1 - начальное загрязнение в лесу (Бк), A_j -текущее загрязнение по блокам.

Рис. 3.1. Блок- схема типовой склоновой экосистемы.

Расчетные кривые динамики перераспределения радионуклидов в такой модельной экосистеме при исходном уровне загрязнения леса в 3,7 ТБк, представлены на рис 3.2. (здесь в расчетах для простоты радиоактивный распад не учитывается).

Очевидно, что по динамике перераспределения радионуклидов в данной склоновой экосистеме, лимитирующим звеном служат донные отложения конечного элемента системы озера и их бентос.



Рис. 3.2. Динамика распределения радионуклидов в модельной склоновой экосистеме

Видно, что практически 80% исходного запаса радионуклидов на водосборе озера, в динамике в конце концов, концентрируются в донных отложениях озера. При $S = 2 \text{ км}^2$, N_k по формуле (3.4) для такого озера оценивается в 110 ГБк, то это означает, что общий запас радионуклидов на водосборе озера, для выдерживания экологического норматива для бентоса донных отложений озера, не должен превышать 185-222 ГБк. При площади водосбора озера, например в 10 км^2 , плотность загрязнения не должна превышать 370 кБк/м^2 , что достаточно мало, если сравнить с существующими уровнями радионуклидного загрязнения территории 30-км зоны ЧАЭС и других территорий Украины, Беларуси и России.

Нетрудно вывести формулы для оценки радионуклидного загрязнения каждой отдельной камеры склона (рис. 3.1), опираясь на формулу (3.8). Так если радионуклидные выпадения попали только на лес, то уровень радионуклидного загрязнения (на 31 год стока) не должен превышать 3 ТБк, для загрязнения каменистой осыпи - не более 310 ГБк, допустимый сброс на луговую экосистему не должен превышать 185 ГБк, а для экосистемы террасы величина допустимого загрязнения, в целом, не должна превышать - 55 ГБк. Если данная склоновая экосистема загрязнена равномерно, то общее загрязнение всей экосистемы не должно превышать 43 ГБк. Даже при относительно малой площади экосистемы в 10 км^2 , плотность загрязнения не должна превышать 43 кБк/м^2 ($1 \text{ Ки/км}^2 = 37 \text{ кБк/м}^2$), что достаточно мало, по сравнению с уровнями загрязнения территорий ,после аварии на ЧАЭС. Четко видно, что уровни допустимых

загрязнений заметно уменьшаются по мере приближения места загрязнения к озеру.

Строго говоря, экологический норматив зависит от характера и структуры экосистемы. Чем ближе к критическому блоку (озеру) находится подсистема и чем выше вероятность стока, тем ниже экологический норматив допустимого загрязнения. Практически это означает, что исходное радионуклидное загрязнение территории может быть достаточно благополучным для исходной ситуации загрязнения (например, леса), но в результате поверхностного стока и/или миграции радионуклидов, в каком либо критическом элементе экосистемы может произойти значительное концентрирование радионуклидов, а значит, может быть превышен предельно-допустимый уровень загрязнения биоты в 600 кБк/кг. Таким образом, начальное благополучие в радионуклидном загрязнении экосистемы, может означать последующее неблагополучие в будущем, в зависимости от скоростей процессов переноса и концентрирования радионуклидов в биоте экосистемы.

Иначе говоря, экологически обоснованный предельно-допустимый сброс радионуклидов в экосистему зависит не только и не столько от исходного загрязнения (сбросов и выбросов), но и от характеристики динамики радиоемкости конкретных типов экосистем. Очевидно, что в условиях радионуклидного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС значительных территорий, которые богаты озерами, малыми реками, болотами, во многих из них можно ожидать превышения расчетного N_k - предлагаемого экологического норматива - для биоты их донных отложений. Особенно это касается поверхностных водоемов и водотоков 30-км зоны ЧАЭС.

Проводимые в этой зоне обширные исследования показывают, что на малых озерах зоны (о.Глубокое, о.Азбучин)[6], уже наблюдается превышение уровня радионуклидного загрязнения - 600 кБк/кг в донных отложениях, а как следствие могут регистрироваться изменения в характеристиках популяций видов и целых сообществ, обитающих в донных отложениях этих озер [3,4]. Мы полагаем, что данная область наблюдения реальных и ожидаемых дальнейших эффектов в бентосных организмах, заслуживает самого пристального внимания, важных для становления системы экологического нормирования [7].

3.2. Экологическое нормирование радиационного фактора

Этот раздел посвящен общей проблеме экологического нормирования допустимых сбросов и выбросов разных радионуклидов в любые экосистемы. Это важно потому, что существует настоятельная потребность согласовать эти процессы на основе экологического нормирования, а не

только на базе гигиенических стандартов, которые доминируют в современной экологии. *Существующая парадигма современной экологии об отсутствии проблем для биоты в случае выдерживания норм для человека, является реально неверной, и практически всегда не выполняется, на что указывают современные исследования и расчёты.* Это в первую очередь связано с теми фактами, что человек способен избегать негативных влияний поллютантов, а биота, как правило, не может этого делать. Поэтому данный раздел книги посвящён обсуждению этой важной проблемы.

3.2.1. Зонирование дозового влияния на экосистемы

В большинстве радиологических ситуаций биота в среде, где она растёт, подвергается одновременно внешнему (от источников облучения, которые находятся вне биоты) и внутреннему (от инкорпорированных в тканях радионуклидов) облучению. В биоценозе, который облучается, по отношению к организмам, которые рассматриваются, источниками облучения могут стать инкорпорированные (накопленные) радионуклиды в самом организме и те, которые содержатся в соседних организмах. Для отдельных органов крупных растений и животных внешними также являются источники, которые находятся в других частях этого же растения или животного.

При загрязнении биоценозов искусственными радионуклидами на начальном этапе радиоактивные вещества находятся на поверхности почвы, воды и в контакте с растениями или животными. Только через определённый промежуток времени радионуклиды перераспределяются по абиотической и биотической составляющих экосистемы под влиянием ветра, роста биомассы и осадков, которые появляются, а также перемещаются в глубину почвы и водоема в результате миграционных процессов или антропогенных мер.

В случае радионуклидных выбросов в окружающую среду возникает необходимость определения граничных значений поступления радионуклидов в экосистему, когда вследствие их действия еще не осуществляются существенные изменения в самой экосистеме.

Природной мерой для оценки предельно-допустимого выброса радионуклидов в экосистему является дозовая нагрузка, или мощность годовой дозы облучения. В работе Г.Г.Поликарпова и В.Г.Цыцугиной была введена шкала дозовых нагрузок на экосистемы в виде четырех дозовых границ (см. табл. 3.1) [5].

Ниже приведена, дозовых коэффициентов для оценки дозовых нагрузок на дикую биоту, разработанная Б. Амиро [8].(см. табл. 2.2).

Из шкалы (см. табл. 3.1.) vyplывает, что реальной дозовой границей для сброса и „складирования” радионуклидов в экосистемах и их компонентах может быть мощность дозы, которая не превышает 0,4-4,0 Гр/год, когда по шкале можно ожидать проявления явных экологических

эффектов. Согласно наших оценок, мощность фонового облучения в 0,4-4,0 Гр/год отвечает концентрации ^{137}Cs около -1000 кБк/кг в экосистеме или ее компонентах (наземные растения и гидробионты) и около 200 кБк/кг для экосистемы с включением наземных животных, что в среднем составляет 600 кБк/кг. Расчёты могут быть проведены на основе дозовых коэффициентов, разработанных В. Амиро которые представлены у таблице 3.2 [8].

Данные таблицы 3.2 по модели разработанной Б. Амиро, позволяют рассчитывать дозовые нагрузки на дикую биоту в разных типах экосистем, от внешнего и внутреннего облучения, а также от воздействия радионуклидов, накопленных соседними организмами растений и животных.

3.3. Экологическое нормирование в озерной экосистеме

3.3.1. Результаты моделирования допустимых сбросов в озерную экосистему

По оценке предельно допустимых концентраций радионуклидов ^{137}Cs в элементах экосистемы, возможно, оценить критические сбросы и выбросы в экосистемы (начнем с примера – озеро). На основе модели радиоемкости озерной экосистемы нами показано, что для бентоса донных отложений пресноводного водоема предельно допустимый сброс радионуклидов в водоем (N_k) не должен превышать величину, представленную в формуле (3.4).

Для биоты, которая живет в толще воды, предельно допустимый сброс радионуклидов не должен превышать (N_b) (см. формулу 3.5.).

3.3.2. Пример анализа и расчета допустимых сбросов радионуклидов в озеро

Допустим, что в озеро площадью в 1 км^2 было сброшено всего 1 МБк ^{137}Cs . Пусть глубина озера равняется 5 м, толщина активного слоя ила – 10 см, K_n илов – 200, а в расчёт возьмем варианты, когда K_n биоты живущей в донных отложений составляет от 1 до 100000. Проведем анализ того, какие количества радионуклида, можно сбросить в такое озеро с тем, чтобы доза на биоту бентоса не превышала критический предел в 4 Гр/год. Используя, выше приведённые формулы проведем расчёт допустимых сбросов ^{137}Cs в данную экосистему(см. табл. 3.3).

Расчёт был проведен по такому алгоритму: Зная закономерность перераспределения радионуклидов по компонентам озерной экосистемы можно установить уровни радиоактивности в этих составляющих для данного сброса. Потом, опираясь на таблицу дозовых цен или коэффициентов (табл. 3.2.), можно рассчитать составляющие дозы на биоту от разных компонент озерной экосистемы при разных значениях $-K_n$ биоты бентоса. Суммируя дозу по соответствующим столбцам табл. 3.3., мы рассчитаем суммарную дозу на бентос при величине исходного сброса

радионуклидов всего в 1 МБк ^{137}Cs . Далее берем, например, суммарную дозу в последнем столбце, которая равняется $4,7 \cdot 10^{-3}$ Гр/год, это при сбросе в 1 МБк. А если допустимая доза на донную биоту, как мы установили, не должна превышать 4 Гр/год, то решая пропорцию и поделив величину 4 Гр/год на оценочную величину $4,7 \cdot 10^{-3}$ Гр/год, мы имеем оценку количество- Бк в допустимом сбросе, что составляет – $8,5 \cdot 10^8$ Бк/год, или 0,023 Ки/год. Таким образом, следует отметить, что при сверхвысоких значениях K_n биоты (100000 единиц) допустимый годовой сброс радионуклидов в данное озеро, может составить относительно малую величину, всего 0,023 Ки/год на 1 км^2 площади озера.

Таблица 3.3. Расчёт величины дозы на компоненты озерной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_n для биоты бентоса *

Дозы от компонент озерной экосистемы, которые действуют на биоту	K_n биоты донных отложений озера (бентоса)					
	1	10	100	1000	10000	100000
От воды (Гр)	5,4-9	5,4 -9	5,4-9	5,4-9	5,4-9	5,4-9
От донных отложений (Гр)	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8	3,2-8
От вегети-рующей рядом биомассы озера (Гр)	1,4-8	1,4-7	1,4-6	1,4-5	1,4-4	1,4-3
Внутренняя доза (Гр)	3,3-8	3,3-7	3,3-6	3,3-5	3,3- 4	3,3-3
Суммарная доза на биоту (Гр)	5,2-8	4,8-7	4,7-6	4,7-5	4,7-4	4,7-3
Допустимый сброс в озеро ^{137}Cs за год	7,7+13 Бк	8,4+13Бк	8,4+11 Бк	8,5+10 Бк	8,5+9 Бк	8,5+8 Бк
	2100 Ки	220 Ки	22 Ки	2,3 Ки	0,23 Ки	0,023 Ки
Допустимый сброс в озеро ^{90}Sr за год	2,9+14 Бк	3,8+13 Бк	3,9+12 Бк	3,9+11 Бк	3,9+10 Бк	3,9+9 Бк
	7800 Ки	1020Ки	105 Ки	10,5 Ки	1 Ки	0,1 Ки

* 5.2 -9 означает $5,2 \cdot 10^{-9}$ и т.п.

Аналогичный расчёт мы провели для другого биогенного радионуклида – ^{90}Sr . Видно, что в зависимости от K_n биоты допустимые сбросы в данное озеро составляют для ^{137}Cs от 0,023 до 2100 Ки за год, а для ^{90}Sr – от 0,1 до 7800 Ки в год. И это если основные сбросы происходят только один год, как это было при аварии на ЧАЭС. Если это действующие АЭС, то понятно, что допустимые сбросы за год будут значительно

меньшие, чтобы они не превысили дозовые пределы. То есть при реальных значениях K_n для донной биоты, могут действовать жесткие пределы на допустимые уровни сбросов в такую озерную экосистему. При этом в большинстве случаев уровни загрязнения воды, на которую существуют гигиенические нормативы (2 Бк/л для ^{137}Cs) [9], будут оценены, как значительно меньшие, чем действующие гигиенические нормативы. Таким образом, анализ показывает, что реально в этом случае озерной экосистемы экологический норматив может быть оценен, как много более жесткий, чем известный гигиенический норматив.

В целом, известно, что в радиоэкологии в сфере экологического нормирования доминирует, выше упомянутая парадигма, “если в радиоэкологической ситуации хорошо жить человеку, то биоте тем более ничего не повредит”. Анализ, который был нами проведен, показывает, что это совсем не так. То есть безопасная для человека ситуация по водопользованию, в данной озерной экосистеме, может обернуться высокими дозами для биоты, вследствие перераспределения радионуклидов и высоких значений- K_n , которые свойственны для биоты.

То есть, в условиях озера, когда гигиенические нормативы на питьевую воду легко можно выполнить, тогда пределы на дозу для биоты озера могут быть реально невыполнимыми.

Следует подчеркнуть, что превышение дозовых пределов на биоту донных отложений может привести к отмиранию части биоты, а это в свою очередь приведет к подкислению водной среды (рН может упасть до значений 5-6) [2], что, в свою очередь, может вызвать десорбцию радионуклидов, которые накоплены в донных отложениях. Это будет означать значительное повышение загрязнения воды, которое очевидно будет тогда превышать и гигиенические нормативы и т.д.

Понятно, что установление реально действующих экологических нормативов для Украины и других государств задача очень и очень не простая. Проблема в том, что практически невозможно установить единые экологические нормативы на допустимые сбросы радионуклидов для разных экосистем. Каждое озеро, вообще любая отдельная экосистема, будут требовать разработки специальной модели и оценки действующей величины экологического норматива. Но проблема остается и ее необходимо разрабатывать. Такие же проблемы возникают и для других типов экосистем.

3.4. Пример расчета экологического норматива для склоновой экосистемы

Наблюдения в зоне ЧАЭС за перераспределением радионуклидов в склоновых экосистемах на берегу реки Уж, показали быструю динамику и концентрирование радионуклидов на береговой террасе и в донных

отложениях реки. Нами была построена модель радиоемкости склоновой экосистемы и показана ее эвристичность (см. формулу 3.3). Таким образом, можно считать, что анализ радиоемкости, перспективный подход и в случае линейно организованных экосистем по типу склоновых. Разработанные модели позволяют оценить и прогнозировать закономерности распределения радионуклидов и определять критическую биоту, которая может получать заметные дозовые нагрузки (см. рис. 3.1.).

Для анализа, как было упомянуто выше, выбрали простую склоновую экосистему:

лес $\Rightarrow$ каменистая осыпь $\Rightarrow$ луг $\Rightarrow$ терраса $\Rightarrow$ озеро.

Результаты моделирования динамики перераспределения радионуклидов в такой склоновой экосистемы были нами приведены на рис. 3.2.

Установлено по результатам моделирования, что критическим звеном, которые определяет радиоемкость всей склоновой экосистемы, является биота донных отложений озера в данной склоновой экосистеме.

3.4.1. Оценка экологических нормативов на предельно допустимые сбросы и депонирование радионуклидов в склоновых экосистемах.

Разработанная модель оценки радиоемкости склоновой экосистеме позволяет оценить время и место, ожидаемого в динамике миграции, концентрирования радионуклидов в некоторых элементах склоновой экосистемы. По формуле (3.7) может быть оценен фактор радиоемкости склоновой экосистемы (F_s), оценки которого представлены на рис. 3.2.

Практически это означает, что параметры миграции и концентрирования радионуклидов в лесу (вершина склоновой экосистемы), на опушке, на лугах, на террасе и на пойме озера, и/или в донных отложениях водотока (речка, ручей, озеро, болото и т. п.) определяют, в конце концов, предельно допустимый сброс радионуклидов в данную экосистему. Для случая первичного сброса радионуклидов только в лесную часть экосистемы ($N_k(L)$), оценена величина загрязнения и сброса и получена соответствующая формула (неравенство) (см. формулу 3.4.).

3.4.2. Расчёт и анализ допустимых сбросов радионуклидов в склоновой экосистеме

Рассмотрим, для примера, относительно простую склоновую экосистему, которая составлена из 4-х компонент: лес; луг; сельскохозяйственная терраса; озеро. Вероятности сброса, которые фигурируют в формуле (3.7), установим в виде таких реальных значений: лес-луг = 0,03; луг-терраса = 0,1; терраса-озеро = 0,2. Как показал предыдущий расчёт, критической, в этой склоновой экосистеме, будет донная биота озера. Для примера

проанализируем вариант, когда K_n донной биоты составляет 10^4 единиц. Тогда, если допустить, что процесс поверхностного стока по склоновой экосистеме такой, как было рассчитано в табл. 3.3, и показано выше, допустимый уровень разового годового сброса не должен превышать $2,3/20 = 0,11$ Ки/год. Исходя из такой оценки, можно рассчитать, что уровень загрязнения террасы не должен превышать величину $0,11/0,2 = 0,55$ Ки. Для выполнения такой оценки уровень загрязнения лугов не должен превышать величину $0,55/0,1 = 5,5$ Ки. Тогда мы можем рассчитать величину допустимого загрязнения источника поступления радионуклидов в данную склоновую экосистему – лесной компоненты; не должен превышать величину: $5,5/0,03 = 183$ Ки. Это общий запас радионуклидов во всей лесной экосистеме. А если площадь леса составляет около 10 км^2 , то плотность его загрязнения не может превышать 18 Ки/км^2 .

Такой уровень загрязнения практически реализован на значительной территории 30-километровой зоны отчуждения Чернобыльской аварии и сел 2, 3 зоны отчуждения. Это означает, что даже при существующих уровнях загрязнения радионуклидами склоновых экосистем, можно ожидать в депонирующих компонентах (в нашем примере, это озеро) превышения предельных дозовых нагрузок на биоту. Еще следует заметить, что в выбранном нами примере загрязнённым считается только источник – лесная компонента склоновой экосистемы. Реальные ситуации в Украине такие, что первичное загрязнение может лежать на всех составляющих склоновой экосистемы. В этом реальном случае уровни допустимого загрязнения составляющих склоновой экосистемы будут значительно более жесткими.

3.4.3. Расчет и анализ допустимых сбросов радионуклидов в лесной экосистеме

Даже в выбранном простом типе склоновой экосистемы, критической составляющей биоты экосистемы, кроме донной биоты озера, следует рассмотреть и ситуацию в лесной экосистеме. Анализ радиоэкологии лесной экосистемы показывает, что в лесу можно ожидать заметных дозовых нагрузок в подстилке, где также могут быть достигнуты критические значения доз. Известно, что состояние лесной подстилки определяют комплекс видов редуцентов (черви, микоризные грибы, микроорганизмы и т.п.). Если радионуклидное загрязнение приведет к угнетению и/или гибели биоты лесной подстилки, то это может привести к гибели всего леса.

Рассмотрим пример такой лесной экосистемы и проведем расчёт допустимых уровней загрязнения леса (для гипотетического уровня сброса в лес 1 МБк/км^2 по ^{137}Cs) по методике и алгоритму расчёта, которую мы

использовали в разделе 3.3.1. при рассмотрении ситуации в озерной экосистеме. В лесной экосистеме, наблюдается развитие ситуации в аналогичном направлении. Уровень распределения загрязнения в лесу такой: в подстилке находится около 80 % от всего загрязнения ^{137}Cs , в почве – 10 %, еще 10 % радионуклидов находятся в древесине. K_n для древесины леса оценивается – в 1, K_θ – для биоты лесной подстилки варьирует в значениях 1, 10, 100 (таблица 3.4). Коэффициент ветрового подъема радионуклидов [9] в лесу невелик, и составляет не более– 10^{-6}м^{-1} .

Таблица 3.4. Расчёт величины дозы (Гр) на компоненты лесной экосистемы и допустимого годового сброса ^{137}Cs в зависимости от значений K_θ для биоты лесной подстилки.

Доза от составляющих лесной экосистемы (Гр/год)	K_θ – коэффициент накопления радионуклидов из почвы биотой лесной подстилки		
	1	10	100
От воздуха	1,4-13	1,4-13	1,4-13
От почвы	1-9	1-9	1-9
От подстилки	6,4-8	6,4-8	6,4-8
От древесины	4,3-10	4,3-10	4,3-10
Внутренняя доза для биоты лесной подстилки	6,5-8	6,5-7	6,5-6
Суммарная доза	1,3-7	7,2-7	6,6-6
Допустимый сброс в лес ^{137}Cs (Бк/км ²) за один год	3,1+13	5,6+12	6,1 + 11
Допустимый сброс в лес ^{137}Cs (Ки/км ²) за один год	837	152	16,5
Допустимый сброс ^{90}Sr (Ки/км ²) за один год	4500	640	67

Запись в таблице 4,3–10 означает $4,3 \cdot 10^{-10}$

Оценив суммарную дозу на биоту подстилки от гипотетического уровня сброса в лес в размере 1 МБк/км² по ^{137}Cs , мы получим такую оценку дозы при $K_\theta = 100$, в виде величины– $6,6 \cdot 10^{-6}$ Гр/год. Предельно-допустимая доза, как мы оценили, составит 4 Гр/год. Снова, как и в предыдущем случае, решаем пропорцию (4 Гр/ $6,6 \cdot 10^{-6}$ Гр) 1 МБк = $6,1 \cdot 10^{11}$ Бк/год для варианта с $K_\theta = 100$ (или 16 Ки). Для меньших значений K_θ , имеем и большие уровни допустимых уровней сброса радионуклида ^{137}Cs в лесную экосистему. Но для склоновой экосистемы, какими являются практически все экосистемы ландшафтов Украины, следует четко рассчитывать, какая именно биота является критической по дозе. То есть, где именно при реальных оценках K_θ и K_n можно раньше ждать

превышения установленного предела для экологического норматива в 4 Гр/год. Априори, этого нельзя сказать. Поэтому каждый раз, начиная расчёты для конкретных локальных экосистем, нужно сравнивать степень критичности разных составляющих биоты реальной локальной экосистемы и оценить для нее экологический норматив на допустимые уровни загрязнения экосистемы. Задача достаточно сложна, поскольку требует серьезного научного исследования значений- K_b , K_n та др. для установления критической составляющей биоты, на которую необходимо ориентироваться при расчётах экологических нормативов на допустимые сбросы в них разных радионуклидов.

Больше того, такие оценки могут меняться по разным сезонам года (в какой сезон происходят сбросы), от интенсивности сбросов, от динамики роста биомассы биоты и ее видовой структуры и т.д. Но все это, в первую очередь, и означает жесткую необходимость проведения таких исследований и расчётов. Особенно это важно в условиях влияния на биоту разных поллютантов, при возможности их синергитического (взаимно усиливающего) действия на биоту экосистем. Без проведения таких исследований и оценок можно легко потерять не только отдельные виды биоты, а и всю биотическую компоненту, которая обеспечивает благополучие и даже выживание экосистем разного уровня.

До сих пор мы говорили об отдельных локальных экосистемах (озеро, лес и т.д.), и о линейных экосистемах (склоновые экосистемы). Но реальная биота живет и функционирует в пространственных ландшафтных экосистемах.

3.5. Экологическое нормирование в ландшафте методами аналитической ГИС (геоинформационной системы) технологии [10]

3.5.1. Фактор радиоемкости экосистемы ландшафта

Для оценки состояния и благополучия экосистем используют до 30 разных показателей и параметров: от показателя разнообразия видов до биомассы и др. Важной особенностью этих показателей является то, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда, когда биота показывает значительные изменения. С практической точки зрения важно иметь показатели и параметры, какие позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем и особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных ландшафтах.

На основе экспериментальных исследований и теоретического анализа нами предложено использовать такую меру, как *радиоемкость* и/или *фактор радиоемкости* экосистем и ее составляющих.

Радиоемкость, как мы уже упоминали выше, определяется, как предельное количество поллютантов (радионуклидов), которые могут аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы без нарушения ее основных функций (восстановления численности и кондиционирования среды существования). **Фактор радиоемкости** определяется как часть поллютантов, которые накапливаются в той или иной части экосистемы (в ландшафте). Для оценки благополучия биоты в экосистеме нами было предложено использование в качестве определяющих два основных параметра: биомасса видов в экосистеме и их способность очищать (кондиционировать) среду от отходов жизнедеятельности и поллютантов, которые попадают в экосистему.

3.5.2. Концепция трассеров в радиоэкологии

Наши локальные модельные исследования проводились на водной культуре растений, с использованием ^{137}Cs как трассера, через поведение которого можно оценивать влияние на экосистемы разных факторов биотического и абиотического происхождения. Исследования поведения и перераспределения трассера ^{137}Cs Чернобыльского происхождения проводились в натурных экспедиционных исследованиях на склоне около р. Уж в 30-км зоне ЧАЭС возле с. Новоселки.

Исходными материалами для примененной нами математической модели и ГИС-анализа являются картографические материалы, данные полевых исследований и дистанционного зондирования, статистические материалы по природным и антропогенным характеристикам территории исследования, показателями ее загрязнения, а также любые другие материалы, которые имеют пространственную привязку и могут быть переведены в компьютерный формат для использования в рамках данной модели.

Исходные материалы проходят предварительную обработку, которая включает в себя сканирование и графическую коррекцию, регистрацию и геометрическую коррекцию, векторизацию и классификацию информации, группирование полученных векторных информационных слоев и их объединение с базами данных. Предметно эту работу, по использованию ГИС-технологии, проводил В.В. Родина [3,10]).

Проведенный цикл исследований на модельной экосистеме (водной культуре растений) показал, что фактор радиоемкости биоты по отношению к искусственному трассеру (^{137}Cs), который является аналогом важного элемента минерального питания биоты –К, проявляет себя, как очень чувствительный показатель благополучия биоты экосистемы. Чем выше фактор радиоемкости биоты модельной экосистемы, тем лучше удерживается трассер в биоте и тем больше степень благополучия биоты. Мы распространили этот подход на реальные экосистемы – озеро, каскад

водоемов. Показано, что действительно изменения параметров радиоемкости могут служить адекватным показателем распределения и перераспределения радионуклидов в экосистеме и мерой благополучия биоты в ней. Таким образом, перспектива подхода с позиций моделей радиоемкости для анализа локальных экосистем четко показана[3,4].

Наблюдения в зоне ЧАЭС за перераспределением радионуклидов в склоновых экосистемах на берегу р. Уж в 30-км зоне отчуждения ЧАЭС, показали быструю динамику и концентрирование радионуклидов на береговой террасе и в донных отложениях реки. Была построена модель радиоемкости склоновой экосистемы и показана ее эвристичность. Можно считать, что анализ радиоемкости перспективен и в случае линейно организованных экосистем по типу склоновых. Модели позволяют оценить и прогнозировать закономерности распределения радионуклидов и определять критическую биоту, которая может получать заметные дозовые нагрузки.

3.5.3. Исследование радиоемкости ландшафтов

Анализ поведения поллютантов в склоновых экосистемах, которые составляют основу практически любого наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения радионуклидов методами теории радиоемкости с использованием камерных моделей. Исследования показали, что скорость перемещения радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками: крутизной склона (P_1), видом покрытия (P_2), плотностью насаждений в ландшафте (P_3), вертикальной (P_4) и горизонтальной (P_5) миграцией. Методами ранговой оценки была проведена оценка вероятностей влияния этих показателей ландшафта на перераспределение радионуклидов. Каждый из показателей оценивается в диапазоне значений от 0 до 1. В силу практической независимости этих показателей ландшафта, общая оценка вероятности миграции радионуклидов по элементам ландшафта определяется, как свернутая вероятность и рассчитывается по формуле:

$$P = P_1 P_2 P_3 P_4 P_5. (3.9)$$

Особую проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости касаются больших территорий, где действуют системы факторов, которые влияют на перераспределение радионуклидов биотическими и абиотическими компонентами экосистем. Определены главные факторы влияния на параметры радиоемкости: крутизна склонов, вид растительного покрытия поверхности, скорости стока, тип почвы и т.п. Установлено, из натурных исследований процессов движения радионуклидов по склоновым системам и процессов эрозии почв при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко возрастает с

величиной крутизны склона. По оценкам и литературным данным, при величине крутизны склона в 1-3° вероятность стока за год составляет 0,01-0,05 от запаса поллютанта на данной части склона, а при крутизне склона в 25-30° вероятность стока радионуклидов и других поллютантов приближается к 1 [9].

Используя технические возможности программного продукта ESRI ArcGIS, В.В. Родиным [3], была разработана модельно-аналитическая ГИС, что позволяет анализировать и проводить прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является математическая модель миграции веществ-загрязнителей в экосистемах. Основными информационными составляющими данной модели являются физико-химические и биохимические характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные факторы среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на определяющие блоки модели – показатели скоростей сброса и выноса загрязнителей в экосистемах.

В результате обработки исходных данных и их анализа в ArcGIS с использованием модулей Spatial Analyst и 3D Analyst, создаются аналитические карты, которые представляют собой индексированные растровые изображения, складывающиеся из пикселей заданного размера. Каждый из таких пикселей имеет определенное цифровое, индексное или логическое значение, которое он получает в результате выполнения расчётов по одному из возможных алгоритмов интерполяции данных исходных, растровых или векторных информационных ГИС-слоев.

Вследствие проведения ряда пространственно-математических расчётов с растровыми информационными слоями, мы можем получить набор необходимых растрово-индексных аналитических карт с показателями скоростей сброса, выноса и аккумуляции веществ-загрязнителей для каждого из пикселей, которые, имея заданную размерность, представляют собой элементарную пространственную единицу местности. Используя компонент „Растровый калькулятор” из арсенала модуля Spatial Analyst, согласно принятой математической модели, задаем последовательность математических операций, которые будут реализовываться над индексными показателями аналитических карт, а также вводим слой с данными по загрязнению и количество циклов расчёта, которые имитируют временной промежуток (как правило в 1 год). В результате этих расчётов мы получаем новый индексный растровый слой с изображением прогнозированных показателей загрязнения территории, которые исследуются через заданный промежуток времени.

В результате могут быть получены оценочные и прогнозные карты для выбранного полигона (заказник “Лесники” в Конча-Заспе около Киева на берегу реки). (см. карты на рис. 1.9 – 1.11).

3.6. Контрмеры в радиоэкологии

Экологические нормативы и состояние загрязнения экосистем существенно зависит от использования разных контрмер. В условиях существования возможности радионуклидных выбросов и сбросов от ядерных предприятий и установок принято разрабатывать и применять специальные контрмеры для защиты населения и окружающей среды от попадания радионуклидов в ОС (окружающую среду) и влияния радионуклидного загрязнения. Контрмеры могут быть локального характера (в месте загрязнения) и общего (влияют на всю территорию, которая загрязнена радионуклидами).

3.6.1. Радиоэкологическая оценка эффективности контрмер

Во всех случаях разработки, планирования и реализации контрмер, принято оценивать и прогнозировать их эффективность. Критериями для оценки эффективности контрмер является степень уменьшения средней индивидуальной дозы для персонала или населения и/или уменьшения коллективной дозы облучения. После оценки уменьшения индивидуальной и коллективной дозы вследствие определенной контрмеры, проводить расчёт соотношения польза-вред. Рассчитывают стоимость применения определенной контрмеры и другие затраты, а также оценивают *уменьшение (экономия) эквивалентной коллективной дозы облучения*, которая достигается при этом. Зная стоимость 1 чел.-Зв (чел.-бэр), нетрудно рассчитать стоимость позитивного эффекта, которого можно достигнуть благодаря применению определенной контрмеры. По законам Украины стоимость одного чел.-Зв, оценивается в 4000\$ США[].

Сравнение стоимости достигнутого позитивного эффекта и стоимости вреда (то есть стоимость контрмеры и его последствий) дает возможность оценить разницу между ними. Такая оценка получила название *настоящей (чистой) пользы*. Если настоящая польза существенно превышает вред вследствие определенной контрмеры, его применение является целесообразным. Если это расхождение небольшое или негативное, то использовать такую контрмеру в конкретных условиях нецелесообразно. Анализ всей системы контрмер дал возможность установить определенную общую закономерность, которая состоит в наличии предельного уровня дозы облучения, выше которого, применение контрмер целесообразно, а ниже – неэффективно.

3.6.2. Контрмеры в условиях радиационных аварий

В систему планирования вмешательств, в случаях радиационных аварий МКРЗ заложено три принципа:

1. Избегать возникновения значительных нестохастических детерминированных эффектов влияния ионизирующего облучения на человека через применение мер по ограничению индивидуальной дозы к уровням, ниже предельных для возникновения этих (соматических) эффектов.

2. Ограничивать риск от стохастических (генетических) эффектов с помощью защитных мер, при которых достигается настоящая польза.

3. Ограничивать общее количество случаев стохастических эффектов, насколько это допустимо, путем уменьшения коллективной дозы облучения (видоизмененный принцип ALARA, один из основных принципов радиационной защиты: поглощенная доза облучения у людей должна быть настолько низкой, насколько это допустимо с учетом экономических и социальных факторов).

Для принятия решений по выбору контрмер в условиях радиационной аварии считают целесообразным разделить течение аварии на временные этапы: *ранний*, *промежуточный* и *восстановительный*.

Ранний этап состоит из двух стадий:

1) от существования угрозы значительного выброса от ядерной установки до того момента, когда он происходит или устанавливается контроль над ядерной установкой (станцией);

2) в течение нескольких часов (от 1,5 часа и больше) от начала выброса радионуклидов. В случае аварии на ЧАЭС этот этап продолжался около 10 суток.

Для раннего этапа развития аварии характерно, что все контрмеры и решения по их использованию касаются управления ядерным предприятием. Сложность ситуации состоит в невозможности полного предвидения развития событий.

Аварийные планы и сценарии на этом раннем этапе предусматривают необходимые защитные меры и мониторинг среды вокруг ядерного предприятия.

Возможны два варианта облучения людей на раннем этапе:

1) вследствие внешнего влияния облучения;

2) через вдыхание радионуклидов.

Это облучение касается практически только персонала предприятия.

Промежуточный этап аварии охватывает период от нескольких часов от начала аварии и до нескольких суток, когда выброс уже произошел. Если выброс состоит не только из радиоактивных инертных газов, то вероятно выпадение радионуклидов. Возможно также продолжение не контролируемого выброса и сброса.

На этом этапе аварии могут наблюдаться три варианты (пути) облучения людей:

1) внешнее – от радионуклидов, которые выпали, и от факела (тучи);

2) внутреннее – от употребления воды и еды;

3) ингаляционное, за счет дыхания.

Аварийные планы и применение необходимых мер зависит от данных мониторинга. Проводят консультации с группой экспертов для определения необходимости контрмер по защите населения. Состав группы экспертов определяют заранее.

Восстановительный этап аварии – это период принятия решений и применения, необходимых мер по возвращению к нормальной жизни. Этот период может быть длительным (для аварии на ЧАЭС он продолжается и сейчас). На этом этапе завершают и прекращают меры защиты персонала и населения. Все решения по использованию контрмер и их характера принимают с учетом социальных, экономических и технических факторов. В таблице 3.5. систематизированы основные контрмеры для разных этапов развития аварии на ядерных предприятиях.

Таблица 3.5. Контрмеры на разных этапах развития радиационной аварии

Контрмера	Этап развития радиационной аварии		
	Ранний	Промежуточный	Восстановительный
Укрытие людей	+	+	_*
Самая простейшая защита органов дыхания		-	-
Применение стабильного йода	+	+	-
Эвакуация населения	+	+	+
Переселение людей	-	+	-
Контроль доступа в районы радионуклидного загрязнения	+	+	+
Санитарная обработка людей	-	+	-
Контроль воды, продуктов питания, использование заготовленных кормов	-	+	-
Медицинская помощь	-	+	-
Дезактивация территории	-	-	+

* - означает неэффективность использования такой контрмеры на соответственном этапе развития радиационной аварии, а + -эффективность.

В табл. 3.6 приведены рекомендации МКРЗ о мерах по защите населения при разных путях влияния ионизирующего облучения.

Из таблиц 3.5. и 3.6. vyplывает, что некоторые контрмеры целесообразно проводить только на отдельных этапах аварии, когда они эффективны. Каждая из упомянутых контрмер, направлена на разные пути влияния и формирования дозы облучения.

Таблица 3.6. Основные меры защиты людей в зависимости от путей влияния ионизирующего облучения.

Путь влияния	Меры
Внешний , радионуклиды в факеле выброса радионуклиды, которые выпали на территории (в том числе вызвали поверхностное загрязнение людей)	Укрытие, эвакуация, переселение людей, контроль доступа в районы загрязнения, санитарная обработка, дезактивация территорий
Ингаляционный , вдыхание пара от факела выброса, вдыхание радионуклидов	Укрытие, эвакуация населения, защита органов дыхания, применение стабильного йода, контроль доступа в районы загрязнения, санитарная обработка, дезактивация территорий
Пищевой , попадание в организм с продуктами питания и с водой	Контроль пищевых продуктов и воды, использование заготовленных для животных кормов

3.6.3. Принципы выбора контрмер

Определение необходимости применения той или иной контрмеры зависит от соотношения риск-ущерб для людей, которые ощутили влияние ионизирующего излучения. Социальный ущерб и риск, связанный с мерами защиты населения, должны быть меньше, чем риск отвлеченной, благодаря этой контрмере эквивалентной дозы облучения. На основании расчётов устанавливают оперативные уровни вмешательства в зависимости от дозы облучения. Эти дозы рассчитывают заранее. Устанавливают верхний уровень дозы облучения, выше которой применение, определенной контрмеры считают обязательным. Нижний уровень индивидуальной эквивалентной дозы облучения отвечает той дозе, ниже которой нецелесообразно использовать определенную контрмеру, потому что, как указывалось выше, ущерб будет превышать позитивный эффект от его применения. Верхний и нижний уровни, по которым определяют необходимость определенных контрмер, устанавливаются национальными нормативами. Если доза облучения находится в пределах этих уровней, выбор определенной контрмеры делается на основе экономических и технических возможностей страны, где происходит радиационная авария. В таблице 3.7 приведена рекомендованная МКРЗ система уровней доз для выбора контрмер, которые местные органы могут изменять и корректировать. Предельная эквивалентная доза облучения для человека, выше которой большинство контрмер является обязательными, составляет 0,5 Зв (50 бэр).

Таблица 3.7. Рекомендованные МКРЗ уровни эквивалентной дозы облучения для выбора контрмер (по 60-той публикации МКРЗ).

Контрмера	Эквивалентная доза, Зв (бэр)			
	на все тело		на отдельные органы	
	верхний уровень	нижний уровень	верхний уровень	нижний уровень
Ранний этап аварии				
Укрытие людей и применение стабильного йода	0,05(5)	0,005(0,5)	0,5(50)	0,05(5)
Эвакуация людей	0,5(50)	0,05(5)	5(500)	0,5(50)
Промежуточный этап аварии				
Контроль продуктов питания и воды	0,05(5)	0,005(0,5)	0,5(50)	0,05(5)
Переселение людей	0,5(50)	0,05(5)		

Рассмотрим характеристику некоторых контрмер.

1. Укрытие и самая простая защита органов дыхания:

- а) пребывание в помещении, которое уменьшает дозу внешнего облучения в 2-10 раз;
- б) закрытие окон, дверей и выключение системы вентиляции;
- в) дыхание через мокрую ткань, которая уменьшает ингаляционную дозу облучения до 10 раз.

2. Применение стабильного йода (таблетки калия йодида или йодата).

При поступлении ^{131}I в организм его накопление в щитовидной железе достигает максимума через 1-2 сутки после выброса, причем 50 % этой дозы формируется за первые 6 часов. Поглощение ^{131}I щитовидной железой прекращается обычно через 5 мин после применения 100 мг стабильного йода и продолжается около 30 мин, если человек поел. Самым эффективным является профилактическое введение йода до облучения (например, употребление еды с повышенным содержанием йода, йодированной соли, например). Применение стабильного йода через 6 часов после облучения снижает дозу в 2 раза, а через сутки является уже менее эффективным. Если выброс продолжается долго (несколько суток, как в случае аварии на ЧАЭС), то применение йодной профилактики целесообразно на протяжении всего этого периода. Риск от применения стабильного йода незначительный.

3. Эвакуация населения потребует рассмотрения детального плана, который охватывает:

- а) оценку объема и характера аварии;
- б) предварительную оценку количества людей, которые потребуют эвакуации;

- в) наличие путей эвакуации и приемных пунктов;
- г) оценку погодных условий.

Следует особенно подчеркнуть, что эвакуация на раннем этапе аварии эффективна, если она проводится до появления факела и радиоактивной тучи. Эвакуация во время появления факела может только причинить вред, то есть привести к переобучению. Подобная ошибка наблюдалась во время эвакуации населения в г. Припяти, когда вывоз людей автобусами проводился при факельных выбросах, на дорогах около “рыжего” леса, то есть при наличии особенно высоких уровней внешнего облучения.

3.6.4. Сравнительный анализ контрмер, во время ликвидации аварии на ЧАЭС

Контрмеры, реализованные в процессе ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, условно делят на два класса: *тактические* и *стратегические*. *Тактическими* можно считать оперативные меры после аварийного периода, направлены на уменьшение индивидуальных доз облучения для персонала и населения. *Стратегическими* считают контрмеры по уменьшению коллективных эквивалентных доз облучения для населения (табл. 3.8).

Таблица 3.8. Оценка уменьшения коллективной эквивалентной дозы облучения в Кисе вследствие использованных контрмер.

Радионуклид (ы)	Уменьшение дозы в зависимости от использованной контрмеры			
	Водоочистка		Сбор и вывоз опавшей листвы	Вывоз детей
	В течение первых трех месяцев после аварии	В течение 18 месяцев после аварии		
^{137}Cs	0,7	0,02	0,7	
^{90}Sr	0,007	0,0002		
	2,8	0,08		
$^{137}\text{Cs} + ^{90}\text{Sr}$	0,28	0,000008		
	3,5	0,1		
	0,3	0,00021		
Суммарное уменьшение ожидаемой коллективной эквивалентной дозы облучения, чел.-бэр.	10^6		$2,1 \cdot 10^6$	$0,7 \cdot 10^6$

Стратегически самыми важными среди многомасштабных реализованных контрмер для Киева, по нашим оценкам, являются:

- 1) оперативное создание системы водоочистки и резервных систем водоснабжения города ;
- 2) вывоз детей школьного возраста на летние месяцы в мае -июне 1986 г.;
- 3) сбор и вывоз опавших листьев в 1986 г.

Определяя степень уменьшения ожидаемой коллективной эквивалентной дозы благодаря применению систем водоочистки питьевой воды, исходя из усредненных оценок, по которым в первые три месяца после аварии на вход гидроочистных сооружений города поступала вода с объемной активностью около $3,7 \cdot 10^2$ Бк/л (10^{-8} Ки/л) и больше, а на специальных фильтрах она очищалась до 37 Бк/л (по основным радионуклидам).

Расчёты показали, что средняя индивидуальная эквивалентная доза облучения на одного жителя Киева, без водоочистки, составила около 0,035 Зв, а благодаря специальной водоочистке она уменьшалась до 0,003 Зв. Для 3-миллионного города, которым является г. Киев, снижение ожидаемой коллективной эквивалентной дозы составит 10^4 чел.-Зв (10^6 чел.-бэр).

Уровень поверхностной активности опавшей листьев в г. Киеве в 1986 г. из-за воздушной составляющей радионуклидного загрязнения достиг $3,7 \cdot 10^4$ Бк/кг, или 10^{-6} Ки/кг (по основным радионуклидам). По нашим оценками, опадение таких листьев, превращения его в пыль или сжигание на кострах могло вследствие вторичного ветрового подъема сформировать дополнительную ингаляционную дозу около 0,007 Зв (0,7 бэр) на человека. Вывоз на захоронение более 200 тыс т листьев обусловило снижение коллективной эквивалентной дозы облучения для всего населения города приблизительно на $2,1 \cdot 10^4$ чел. - Зв ($2,1 \cdot 10^6$ чел. бэр).

Суммарное уменьшение коллективной дозы облучения вследствие вывоза детей на летний период из Киева оценивают в $0,7 \cdot 10^4$ чел. - Зв ($0,7 \cdot 10^6$ чел.-бэр).

В таблице 3.8. в числителе указана коллективная эквивалентная доза облучения, чел.-бэр (1 чел.-бэр = 0,01 чел.-Зв), в знаменателе – индивидуальная доза, бэр (1 бэр = 0,01 Зв).

В целом рассмотренные выше контрмеры, по нашим оценкам, обусловили уменьшение ожидаемой коллективной дозы облучения на $13,2 \cdot 10^4$ чел.Зв ($13,2 \cdot 10^6$ чел.бэр). Этот очень значительная степень уменьшения дозы отражает высокую эффективность использованных стратегических контрмер по защите больших групп населения. Следует заметить, что эффект снижения дозы был достигнут радикально: опавшая листва вывезена и захоронена; при водоочистке радиоактивность сконцентрирована на фильтрах, то есть также захоронена; дети были вывезены из Киева, вследствие чего часть дозы внешнего облучения на них вообще не воздействовала.

Хорошо известны и реализованные в Украине и Беларуси такие контрмеры для уменьшения дозовых нагрузок на население, как, например, глубокая вспашка загрязненных почв, их мелиорация и известкование (табл. 3.9.).

Таблица 3.9. Эффективность разнообразных методов дезактивации радионуклид-загрязненных почв

Метод дезактивации	Коэффициент дезактивации по индивидуальной дозе	Коэффициент дезактивации по коллективной дозе	Время, годы	Влияние на фактор радиоемкости, (F)
Закрепление территории	1,2	1,2	1	1
Снятие дернины (turf-cutter)	20	20	1	0,9
Снятие поверхностного слоя почвы грейдером, бульдозером, скрепером	6-8	2	1	0,05
Глубокая вспашка	2 - 3	1	2-3	1
Специальные севообороты	3 - 5	3-5	4-5	1

Благодаря использованию данных контрмер, наблюдалось (по нашим оценкам) уменьшение индивидуальных эквивалентных доз облучения, в среднем приблизительно в 2-3 раза. Эти контрмеры оказались достаточно эффективными для уменьшения индивидуальных дозовых нагрузок. Однако основная часть коллективной дозы в сельской местности формируются через поступление радионуклидов с едой. Если вследствие вспашки, мелиорации или внесения удобрений, поступление радионуклидов в продукты питания уменьшается, то практически это означает, что это же самое количество радионуклидов поступит в пищевой рацион человека не за 8-10 лет, а в течении 20-25 лет.

Понятно, что это количество радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr , так или иначе, поступит со временем в рацион питания, но большего количества людей и сформирует сниженную индивидуальную дозу. Уровень коллективной дозы при этом уменьшится только на 20-30 % за счет радиоактивного распада. Таким образом, тактические контрмеры, которые достаточно эффективны по критерию снижения индивидуальных доз облучения, являются малоэффективными относительно снижения коллективной дозы. Этот пример иллюстрирует важные принципиальные отличия, как в эффективности стратегических и тактических контрмер, так и в методах их оценки.

Если для локальных радиационных аварий, реализованную систему контрмер можно считать достаточно эффективной, то для сверхвысоких, по последствиям аварий, таких как Киштымская, Чернобыльская и авария на Фокусиме-1, оптимальные системы контрмер, еще должны быть разработаны и обоснованы.

Таким образом, при малых и средних индивидуальных эквивалентных дозах облучения (до 0,05 Зв на одного человека) в ситуации больших аварий эффективны и целесообразны стратегические контрмеры общего регионального характера и практически малоэффективны контрмеры тактического класса. Для сравнительной оценки эффективности и оптимизации выбора контрмер нужно учитывать их влияние на параметры экосистем. Важно знать, что остается после применения контрмер деактивированная “пустыня” или жизнеспособная экосистема.

3.7. Проблема экологического нормирования в свете Чернобыльской аварии

Существующая у нас в стране и мире система гигиенического нормирования не решает проблему безопасности биоты экосистем, которая оказывается в зоне влияния радиационных аварий и выпадений. Как показал опыт оценки влияния радионуклидов на биоту в случаях Кыштымской и особенно Чернобыльской аварий, такие заметные влияния имеют место. Поэтому в 103 публикации МКРЗ, наконец, была поставлена проблема создания специальной системы экологического нормирования. МКРЗ предлагает вариант выбора особенно чувствительных – референтных видов в экосистеме, а по их реакции предлагается судить о превышении и или не превышении допустимых уровней загрязнения биоты экосистем.

На наш взгляд, разработка системы экологических нормативов на допустимые сбросы и выбросы поллютантов в биоту экосистем требует особого подхода и создания специальных моделей. В существующей системе гигиенического нормирования действуют относительно простые подходы и модели оценки допустимых уровней загрязнения воздуха, воды и продуктов питания. Достаточно наладить их контроль и реально выполнение гигиенических нормативов может быть обеспечено. Задача установления экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты намного сложнее.

Для того, чтобы ограничить дозу действия на биоту в структуре экосистемы необходимо установить динамику и закономерности распределения и перераспределения поллютантов по компонентам конкретных экосистем для определения критического звена биоты, где следует ожидать депонирования наибольшего количества поллютантов и самого высокого уровня дозы, и где могут быть самые большие негативные

эффекты влияния на биоту. Это совсем не обязательно будут, выбранные заранее, наиболее чувствительные виды организмов. Обыкновенно на начальных этапах аварии, отдельные высокочувствительные виды, могут реагировать на относительно высокие дозы облучения, но не обязательно, что именно эти виды определяют судьбу биоты всей экосистемы. Наконец, выживание биоты любой экосистемы определяется ее способностью сохранить биомассу, достаточную для воспроизводства данной экосистемы и поддержки способности кондиционирования среды существования, пригодного для выживания для этой биоты. Поэтому мы считаем, что для биоты экосистем, где происходят реальные процессы распределения и перераспределения радионуклидов, которые попали в нее, в системе экологического нормирования должен использовать третий вариант определения критических составляющих биоты и уже по ним проводить нормирование радиационного фактора.

Используя натурные данные и результаты расчетов, по разработанным нами моделям радиоемкости, практически любой экосистемы, можно определить удельные значения радиоактивности по ^{137}Cs (в частности) в каждой из компонент биоты исследованной экосистемы. Используя данные о **Кн** (коэффициентах накопления) ^{137}Cs , моделях радиоемкости разных составляющих данной экосистемы и результатов камерной модели, исследованной экосистемы, можно получить данные о динамике распределения и перераспределения радионуклида ^{137}Cs , в соответствии с системой тех дифференциальных уравнений, что представляют камерную модель. Чтобы практически использовать предложенный подход, нами сделан расчёт для конкретной склоновой экосистемы. Допустим, что начальный уровень поступления радионуклидов ^{137}Cs на верхний уровень экосистемы (прототип склона на берегу р. Уж) – лес, составляет 1 МБк. С помощью натурных данных и камерной модели исследованной экосистемы и моделей радиоемкости, проведем расчёт того какая часть радионуклидов и какая доза облучения биоты и концентрация радионуклидов ^{137}Cs формируется в разных элементах экосистемы (см. таблицы 3.2.-3.3.). Установив уровни загрязнения биоты в разных камерах по модели Б. Амиро (см. таб. 3.2.), можно оценить дозовые нагрузки на биоту, исходя из общего уровня поступления радионуклидов ^{137}Cs в 1 МБк. Ясно, что эти дозы будут малыми в сравнении с предложенной нами критической границей дозы в 4 Гр/год на биоту. Далее, решая пропорцию, могут быть определены границы поступления радионуклидов ^{137}Cs в камеру – Лес, при условии, что мощность дозы не превышает значения в 4 Гр/год. При этом показано, что наибольшие дозовые нагрузки ожидаются в биоте донных отложений озера. Из таблицы 3.3. вытекает, что в зависимости от Кн – донной биоты, уровни допустимого радионуклидного загрязнения (экологические нормативы на допустимые сбросы радионуклидов ^{137}Cs) в

лесу заметно изменяются от значений в сотни Ки до единиц. Это означает, что: 1) критическая биота донных отложений может резко ограничить величину экологического норматива на допустимый уровень загрязнения; 2) радионуклидному загрязнению может подвергаться не только верхний участок экосистемы склона, но и другие камеры экосистемы склона, что расположены ниже. При этом жесткость экологического норматива на допустимые уровни сброса радионуклидов заметно возрастает при ситуации, когда радионуклидному загрязнению ^{137}Cs подвергаются и нижние уровни экосистемы склона – луг, терраса. Чем ниже по склону происходит загрязнение экосистемы склона, тем меньше допустимый уровень поступления радионуклидов в исследованную экосистему склона.

Анализируя результаты расчётов, представленные в таблице 3.3., следует подчеркнуть, что в последних двух строчках сделан перерасчёт допустимых уровней сброса радионуклидов ^{137}Cs в озеро, с помощью, описанной выше, пропорции. Таким образом, экологический норматив на допустимый уровень поступления ^{137}Cs в первый год после аварии, при высоком реальном значении K_n донной биоты в 1000 единиц не должен превышать всего 2,3 Ки в ситуации разового сброса. В случае дополнительных сбросов радионуклидов в лес в дальнейшие годы после аварии, этот норматив будет оценен еще меньшей величиной. Идет речь о том, что высокие значения K_n донной биоты, критической для данной экосистемы склона, означают резко ограниченные уровни экологических нормативов на допустимые уровни сброса в участке склона, которые расположены ниже. Допустимый экологический норматив на их загрязнение радионуклидами ^{137}Cs , будет еще заметно ниже. При этом можно посчитать, что гигиенические нормативы на воду озера, как питьевую (2 Бк/л), при таких экологических нормативах, как правило, не будет превышен. Также можно показать, что уровни загрязнения травы на лугу, кормовых трав на террасе, при уровне поступления радионуклидов ^{137}Cs в лес на уровне 2,3 Ки или 0,23 Ки, никогда не приведут к получению молока от коров, которые выпасаются на этом лугу, и в результате откорма коров кормовыми травами на террасе, к превышению гигиенического норматива (ДУ-2006) на загрязнение молока в 100 Бк/л. Именно это касается уровней загрязнения овощей, от использования воды озера для их орошения, это также не приведет к превышению гигиенического норматива на загрязнение овощей радионуклидами ^{137}Cs , в 60 Бк/кг. Таким образом, в данной реальной ситуации радионуклидного загрязнения экосистемы склона ^{137}Cs , предложены экологические нормативы на допустимые уровни сброса и выброса радионуклидов которые заметно ниже, чем гигиенические нормативы, что действуют в данной экосистеме склона.

Следует напомнить, что современная экологическая парадигма, которая действует, состоит в том, что если экологическая ситуация в

конкретной экосистеме благоприятна для человека, тогда экологическая ситуация для дикой биоты тем более будет благоприятна. Проведенный тут конкретный анализ по расчётам экологического норматива на допустимые уровни радионуклидного загрязнения ¹³⁷Cs, для близкой к реальной, экосистемы склона показывает, что эта парадигма не всегда верна. Можно считать, что экологические нормативы на допустимые уровни загрязнения поллютантами реальных экосистем, могут быть более жесткими, чем человеческие гигиенические нормативы. Гигиенические нормативы относительно просты в разработке, потому, что они касаются только одного вида биоты – человека. При этом нормируются отдельные компоненты места существования – уровни загрязнения воздуха в зоне дыхания, питьевая вода и продукты питания. Таким образом, эти нормативы разрабатываются и рассчитываются одновременно и только изредка уточняются.

Нами показано, что разработка экологических нормативов на предельно–допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в разные типы экосистем, а значит и обеспечения экологической безопасности, требуют специальных усилий и моделей. Сложность проблемы состоит в том, что даже для одной и той же экосистемы (например, экосистема склона) экологический норматив будет разным в зависимости от значений K_H – биоты донных отложений в соответствии с распределением поллютантов по компонентам экосистемы и так далее. Сложность задания возрастает при анализе и расчёте экологических нормативов для разных типов экосистем, особенно объединенных в сложные ландшафтные экосистемы. Это может означать, что экологическое нормирование, когда оно будет разработано, потребует значительных теоретических и экспериментальных усилий.

Напомним, что анализ поведения поллютантов в экосистемах склонов, составляющих основу практически любого наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения радионуклидов методами теории радиоемкости, с применением камерных моделей. Напомним, что исследования показывают, что скорость переноса радионуклидов в ландшафте определяются, в основном, несколькими характеристиками: крутизна склона (P_1), вид покрытия (P_2), расчлененность ландшафта (P_3), вертикальная (P_4) и горизонтальная миграция (P_5). Каждый из показателей оцениваются от 0 до 1. Из-за независимости показателей ландшафта, общая оценка вероятности миграции радионуклидов по элементов ландшафта определяются как свернутая вероятность и определяется по формуле $P = P_1 \cdot P_2 \cdot P_3 \cdot P_4 \cdot P_5$. Особую проблему представляют реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют системы факторов радионуклидов, которые влияют на перераспределение, по биотическим и абиотическим

компонентам экосистем. Известно из натурных исследований по процессам движения радионуклидов по склонам, и за процессами эрозии грунтов при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко растет с крутизной склона.

В результате, как показано выше, нами получены оценочные и прогнозные карты для выбранного полигона – заказник «Лесники» в Конче-Заспе около Киева, на берегу реки. Полученные карты ландшафта исходного полигона и структуры его рельефа. Используя параметры, которые определяют перераспределение радионуклидов в ландшафте, нами построены карты исходного равномерного загрязнения ландшафты Cs-137, и карта перераспределения радионуклидов через 10 лет после аварии. Установлено, что ожидается заметное перераспределение поллютанта в исследованном ландшафте. Этот процесс усиливается через 20 лет оценки, а через 30 лет после аварии прогнозная карта показывает остро выраженную концентрацию радионуклидов в зонах понижения ландшафта (конкретно в болоте) (см рис 1.9.-1.11.)

Кроме оценочных и прогнозных карт, разработанная нами методика дает возможность проводить реконструкцию процесса загрязнения территории, а также, по результатам точечных измерений, полученных в полевых условиях, осуществлять экстраполяцию показателей загрязнений на весь район исследований, а также экологические нормативы для ландшафтов.

3.8. Экологическое нормирование радиационного фактора. Проблемы и перспективы

Для того чтобы ограничить дозу воздействия на биоту в структуре экосистемы необходимо установить динамику и закономерности распределения и перераспределения поллютантов по компонентам конкретных экосистем для определения критического звена биоты, где следует ожидать депонирования наибольшего количества поллютантов и/или наивысшего уровня дозы воздействия, и где могут быть наибольшие негативные эффекты влияния на биоту. Это вовсе не обязательно будут, выбранные заранее, наиболее чувствительные референтные виды организмов. Конечно на начальных этапах аварии, отдельные высокочувствительные виды, могут реагировать на относительно высокие дозы облучения, но не обязательно, что именно эти виды будут определять судьбу биоты всей экосистемы. В конечном итоге, выживание биоты любой экосистемы определяется ее способностью сохранить биомассу, достаточную для воспроизводства данной экосистемы и поддержания свойства кондиционирования среды обитания, жизнеспособной для этой биоты. Поэтому мы полагаем, что для биоты экосистем, где происходят реальные процессы распределения и перераспределения радионуклидов,

попавших в нее, в системе экологического нормирования должно использовать третий вариант определения критических составляющих биоты и уже по ним проводить нормирование радиационного фактора.

Следует обсудить этот подход на конкретных примерах и моделях. Рассмотрим проблему экологического нормирования для такого распространенного после аварии на ЧАЭС поллютанта, как ^{137}Cs . По системе зонирования дозовых нагрузок на биоту экосистем (см. табл. 3.1). То есть заметных биологических реакций можно ожидать при мощностях дозы приблизительно 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для растений и гидробионтов. Предлагается этому уровню мощности дозы поставить в соответствие экологический норматив на допустимые уровни загрязнения биоты ^{137}Cs , когда экологический риск может составить единицу. Речь может идти о том, что при таких дозах возможно угнетение и подавление роста биомассы биоты в экосистеме и заметное ухудшение кондиционирующей функции, то есть способности биоты (редуцентов, в первую очередь) к очистке и самоочистке среды обитания. По дозиметрической модели для дикой биоты, разработанной Б.Амиро эта доза соответствует содержанию в биоте ^{137}Cs , с удельной радиоактивностью, примерно, в 600 кБк/кг биомассы.

Это достаточно высокий уровень радиоактивного загрязнения биоты экосистемы, при котором может наблюдаться угнетение и гибель биоты, то есть уменьшаться биомасса биоты и ее способность кондиционировать среду обитания. Именно эти свойства биоты в первую очередь определяют жизнеспособность всей экосистемы. Используем для оценки экологических нормативов на допустимые уровни загрязнения биоты экосистем ^{137}Cs , метод камерных моделей. Для примера напомним относительно простую, изученную нами, склоновую экосистему в виде- 9 камер: на вершине склона – Лес – далее опушка леса – каменистый участок – луг – сельскохозяйственная терраса – вода озера – донные отложения озера – биота водной толщи – биота донных отложений (см. рис 2.33.).

Используя натурные данные и результаты расчетов по разработанным нами моделям радиоемкости [3] данной экосистемы, можно определить удельные значения радиоактивности по ^{137}Cs в каждой из компонент биоты исследуемой экосистемы. Используя данные о Кн (коэффициентах накопления) ^{137}Cs , моделей радиоемкости разных составляющих данной экосистемы и результатов камерной модели исследуемой экосистемы, можно получить данные о динамике распределения и перераспределения радионуклида ^{137}Cs , в соответствии с системой дифференциальных уравнений представляющих камерную модель. Выше приведены, проведенные нами расчеты (см.таблицы 3.2.-3.4.).

Показано, что разработка экологических нормативов на предельно-допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в разные типы

экосистем, а значит и обеспечение экологической безопасности, требуют специальных усилий и моделей. Сложность проблемы состоит в том, что даже для одной и той же экосистемы (например, склоновая экосистема) экологический норматив будет разным в зависимости от значений K_n – биоты донных отложения в зависимости от распределения поллютантов по компонентам экосистемы и т.д. Сложность задачи возрастает при анализе и расчете экологических нормативов для разных типов экосистем, особенно объединенных в сложные составные ландшафтные экосистемы. Это может означать, что экологическое нормирование, коль скоро оно будет разработано, потребует значительных теоретических и экспериментальных усилий.

В общем виде алгоритм разработки экологических нормативов должен состоять из следующих основных шагов:

1. Оценка спектра и объема загрязнения реальной экосистемы. Ясно, что для каждого из поллютантов и разных объемов загрязнения расчет нужно проводить отдельно.

2. Оценка структуры экосистем ландшафта, попавшего под загрязнение поллютантами. Определение типов экосистем, составляющих данный ландшафт.

3. Моделирование всех имеющихся в ландшафте типов экосистем методами камерных моделей и моделей экологической емкости и радиоемкости с целью определения критических, по накоплению поллютантов, составляющих биоты экосистем и оценки дозовых нагрузок на них.

4. Составление комбинации моделей экосистем, образующих исследуемый загрязненный ландшафт, для установления определяющей критической биоты в этом ландшафте, где могут формироваться наибольшие критические дозы и уровни влияния на биоту.

5. С помощью аналитической геоинформационной системы (ГИС технологии) провести моделирование экологической емкости и радиоемкости реального исследуемого ландшафта для установления мест наибольшего депонирования поллютантов и максимальных эффектов воздействия поллютантов на биоту в данном ландшафте.

6. Установив критическое место депонирования поллютантов и критическую биоту в ландшафте, можно рассчитать экологический норматив для каждого из поллютантов в данном реальном ландшафте, превышение которого способно привести к необратимым последствиям для биоты и изменить характеристики ландшафта.

Ясно, что для различных поллютантов будут оценены свои экологические нормативы на допустимые уровни их сброса и выброса в реальный исследуемый ландшафт. При комбинированном воздействии нескольких поллютантов – P (числом- i и с уровнями воздействия P_i),

потребуется установить экологические нормативы для каждого из них - $ЭН_i$. Условие не превышения общего экологического норматива для всего ландшафта в целом будет выполнено, если выполняется неравенство, когда сумма таких i -дробей будет меньше единицы:

$$\sum \Pi_i / ЭН_i \leq 1 \quad (3.10)$$

При этом следует подчеркнуть, что по отношению к разным поллютантам, $ЭН_i$, могут быть различными и относится к разным критическим составляющим биоты. При изменении площади загрязнения и/или спектра поллютантов, потребуется новый анализ и расчет по выше приведенному алгоритму. Очевидно, что единого экологического норматива на допустимые уровни сброса и выброса, разных поллютантов в различные ландшафты практически быть не может.

Реально для каждого опасного химического или радиационного объекта (АЭС, например) и/или другого производства, расположенного в конкретном ландшафте, потребуется специальный анализ, моделирование и расчет экологических нормативов на допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в окружающую среду. При этом расчет экологических нормативов должен быть произведен для нормального режима эксплуатации опасного объекта и, особенно, аварийного режимов работы. Необходимый элемент расчета, это оценка экологических нормативов для ситуации проектных и запроектных аварий. Только выполнение таких экологических нормативов (формула 3.10) на допустимые выбросы и сбросы поллютантов с обязательным включением подобных расчетов и анализа в ОВОС (оценка влияния на окружающую среду) позволит защитить персонал, население и биоту от опасных воздействий реального объекта. Ясно, что выполнения одних действующих гигиенических нормативов на загрязнение воздуха, питьевой воды и продуктов питания, будет недостаточно. Как показали наши исследования выполнение гигиенических нормативов, недостаточно для обеспечения экологической безопасности от влияния различных опасных объектов на ОС. Только одновременное выполнение гигиенических и экологических нормативов на допустимые уровни сброса и выброса поллютантов в ОС может обеспечить экологическую безопасность персонала, населения и биоты ОС.

3.9. Сравнение систем экологического нормирования по референтным видам биоты и по биоте с максимальным депонированием радионуклидов

Для подобного сравнения используем, описанную нами выше склоновую экосистему (см. рис. 2.33). Поместим в эту экосистему некоторые референтные виды: в лесу – сосна и олень, на лугу, террасе и

пойме – траву, в озере – рыбу, лягушку и бентосные организмы. В качестве вида использующего данную экосистему – рассмотрим популяцию людей. Природопользование у людей для данной склоновой экосистемы ограничим, потреблением воды для питья и орошения, и продуктами питания – по системе – трава (луг, терраса и пойма) – молоко-мясо.

Допустим, что лес в данной склоновой экосистеме загрязнен радионуклидами ^{137}Cs на экстремальном уровне в 200 Ки/км^2 .

Рассмотрим оценки дозовых нагрузок на некоторые виды биоты, которые в литературе предлагается использовать в качестве референтных.

1. Для этого посчитаем параметры радиоемкости всех компонент склоновой экосистемы по формуле (3.11)

Фактор радиоемкости конкретного элемента экосистемы и/или ландшафта (F_j) определяется (как это уже упоминалось выше) при использовании камерных моделей следующим образом:

$$F_j = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}) \quad (3.11)$$

где $\sum a_{ij}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент экосистемы $-j$, согласно, камерной модели, а $\sum a_{ji}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из исследуемой камеры J – в другие составляющие экосистемы, которые сопряжены с ними.

2. Далее определяем уровни радионуклидного загрязнения компонентов склоновой экосистемы и дозовые нагрузки на биоту каждого из компонент пользуясь дозовой моделью Б. Амиро при условии, что начальное загрязнение леса составляет 200 Ки/км^2 по ^{137}Cs . (см. таб. 3.2.)

Рассмотрим исходные данные по биоте на всех компонентах экосистемы:

А) лес площадь леса 10 км^2 , урожай растительной биомассы 100 кг/м^2 , Коэффициент накопления $K_n = 5$,

Олени в лесу: дыхание за год $10000 \text{ м}^3/\text{год}$, коэффициент ветрового подъема $K_{вп} = 10^{-7}$, потребление биомассы оленем- 10 кг/день ,

Внешнее облучение -5 мкГр/час ,

Б) трава на лугу : площадь 5 км^2 , K_n –почва-травы 2, урожай) 3 Кг/м^2 ,

В) трава на террасе : площадь 10 км^2 , K_n –почва-травы 4, урожай) 6 Кг/м^2 ,

Г) трава пойме площадь: 10 км^2 , K_n –почва-травы 4, урожай) 8 Кг/м^2 ,

Д) Коровы выпасаемые на лугу, террасе и пойме: потребление травы 10 Кг/день , коэффициент ветрового подъема $K_{вп} = 10^{-6}$, дыхание за сезон выпаса $5000 \text{ м}^3/\text{год}$, Внешнее облучение -1 мкГр/час .

Е) лягушка в пруду: Площадь пруда 1 км^2 , глубина 4 м, толщина ила 10 см., растения K_n – вода-травы 800, потребление растений $0,2 \text{ Кг/день}$, урожай растений -1 Кг/м^3

Ж) рыба мирная в пруду: потребление растений $0,2 \text{ Кг/день}$ в среднем, потребление воды – 1 л/день , урожай мирной рыбы -2 кг/м^3 ,

З) бентосные организмы: Кн черви -или 600 единиц.(80% активности пруда находится в илах, и 20% в воде.

И) человек: потребление молока 200 л/год, рыбы-40 Кг/год, мяса 50Кг/год, вода -400л/год, растений (овощи и картофель с террасы -100 Кг/год).

Проведем, исходя из приведенных расчетов оценку дозовых нагрузок на выбранные виды биоты в рассматриваемой склоновой экосистеме. Для расчетов, используем наши оценки надежности транспорта радионуклидов на основе разработанных камерных моделей (см. табл. 2.1. и табл. 2.5.). Используя далее модель расчета дозовых нагрузок по Б.Амиро (см. таб. 3.2.) можно оценить конкретно дозовые нагрузки на все выбранные для анализа референтные виды биоты.

Расчет показал, что возможно установить такие дозовые нагрузки и сравнить их с критическим дозами, определенными нами выше. (табл. 3.10). Расчет для данной экосистеме был нами проведен по следующему алгоритму

1. Зная коэффициенты перехода между камерами данной склоновой экосистемы по формуле (3.11) можно оценить вероятности сброса радионуклидов из камеры в камеру. Так например вероятность сброса радионуклидов ^{137}Cs из леса на опушку может быть рассчитана следующим образом. Вероятность загрязнения принимается за -1, оно уже произошло, а вероятность стока из равнинного леса оценивается в 0,03 (от величины запаса). Тогда по формуле $F_{12} = 0,03 / (1+0,03) = 0,029$. Аналогично по данным скоростей перехода между камерами (см. таб.) получены оценки вероятностей сброса радионуклидов ^{137}Cs -между остальными камерами рассматриваемой склоновой экосистемы и внесены в таблицу 3.10.

2. Здесь, мы знаем данные об уровнях загрязнения камеры - лес, и пользуясь моделью Б.Амиро мы можем оценить дозовые нагрузки на лесную биоту от разных компонент среды. Доза внутренняя для сосны оценивается в 1,5 Гр/год, от почвы -0,15 Гр/год, а от вегетирующей рядом биомассы - 0,6 Гр/год. Общая доза на сосну составляет 2,25 Гр/год, что меньше норматива на допустимую дозовую нагрузку на растения - 4 Гр/год. Для обитающего в это лесу Оленя, который питается листвой –суммарная доза по нашим оценкам составляет не более 0,9 Гр/год, что несколько больше норматива в 0,4 Гр/год.

Далее подобный расчет проведен нами для всех составляющих склоновой экосистемы. Зная, что вниз по склону на опушку и луг, опускается около 6 Ки/км², можно оценить содержание ^{137}Cs в траве, и через кормление животных на лугу оценить попадание ^{137}Cs в молоко и мясо и затем к человеку. Можно видеть, что доза на траву будет очень мала –меньше 0,01 Гр/год. А доза для людей, потребляющих и мясо от коров, выпасаемых на этом лугу меньше гигиенического норматива для людей в 1мЗв/год.

Таблица 3.10. Дозовые нагрузки на отдельные референтные виды биоты в типовой склоновой экосистеме, системы транспорта s-137 к озеру и к человеку (параметры озера: $S=1 \text{ км}^2$, $H=5 \text{ м}$, $V=5E+9 \text{ л}$., донные отложения ($S=1 \text{ км}^2$ $h = 0, 1 \text{ м}$, $K_n=1000$).считается, что в лесу лежит запас 200 Ки/км^2 по ^{137}Cs .

Камера	Вероятность сброса	Уровни загрязнения биоты
1.Лес	0,029	Доза на сосну в лесу :внутренняя 1,5 Гр/год, вегетативная 0,6 Гр/год, доза от почвы 0,15 Гр/год. Всего 2,25.Гр/год < 4 Гр/год. Доза для оленей:Внутренняя 0,15 Гр/год, вегетативная -0,6 Гр/год, доза от почвы 0,14 Гр/год. Всего 0,9 Гр/год >0.4 Гр/год
2.Опушка	0,77	Загрязнение этих составляющих биоты экосистем незначительно и не формирует заметных дозовых нагрузок на траву
3.Луг	0.6	
4.Терраса	0,57 (вероятность поступления радионуклидо в к человеку)	Загрязнение травы на лугу, на пойме и террасе возникает с вероятностью. $5,4 \cdot 10^{-3}$. При этом загрязнение травы может составить максимум выпасаемых на этих кормовых угодьях 700 Бк/кг. Допустимый уровень 1000 Бк/кг, при котором молоко мясо, коров может превысит действующие нормативы по молоку -100 Бк/л, и по мясу -200 Бк/кг. В наших условиях (трава не больше 700 Бк/кг) дозовая нагрузка на человека по трофической цепи :травы-молоко и мясо не превысит 1 мЗв/год
5. Пойма	0,2	
6. Биота озера	0,33	Оценка дозовой нагрузки неа лягушку составляет 0,2 Гр/год<0,4 Гр/год
7..Донные отложения озера	0,1	При K_n донные отложения –бентос - =1000, содержание ^{137}Cs при содержании в донных отложениях -600 Бк/кг, то в биоте (в бентосе) содержание цезия составит $6 \cdot 10^5$ Бк/кг. Тогда доза внутренняя составит 2,7 Гр/год, от почвы внешняя вегетирующая доза - 1,2 Гр/год и от илов - 0,2 Гр/год. Общая доза 4,1 Гр/год, что близко к предельному нормативу в 4 Гр/год
8.Вода озера	0,77	Люди получают дозу от воды озера и от продуктов питания с террасы и выпасаемых коров с вероятностью $5,4 \cdot 10^{-3}$. При этом доза на людей не превысит 1мЗв/год
9.Люди	0,4	

3. Далее по загрязнению биоты озера, оценивается дозовая нагрузка на другой возможный референтный вид –лягушку в данном озере. По нашим оценкам эта доза на лягушку не превышает 0,2 Гр/год < 0,4 Гр/год. Для биоты донных отложений (кишечнополостные, черви и т.п.). Уровень загрязнения илов донных отложений (по модели радиоемкости озера) , которые и являются едой для кишечнорастворимой биоты (бентоса) донных отложений около 600 Бк/кг. При Кн для донного бентоса по нашим оценкам и по литературных данных не менее 1000 единиц, уровень загрязнения бентоса составит не менее $6 \cdot 10^5$ Бк/кг. Тогда по модели Б.Амиро внутренняя доза для такого бентоса составит не менее 2,7 Гр/год. От вегетирующей биомассы бентоса доза оценивается в 1,2 Гр/год, а от илов 0,1 Гр/год. Суммарная доза на бентос составит заметную величину в 4 Гр/год, что близко к предлагаемому нормативу. Это означает, что в данной склоновой экосистеме наибольшую дозу может получать бентос донных отложений (табл. 3.10).

Бентос и является критической биотой для данной экосистемы. Остальные референтные виды не получают заметных дозовых нагрузок, и только Олени в лесу близки к этому. Но олени способны перемещаться и не питаться в данном загрязненном лесу. Поэтому наиболее явным критическим видом в данной экосистеме является, конечно бентос донных отложений в озере. Тем более, что в реальных склоновых экосистемах (в 30 км зоне ЧЯАЭС, например) загрязнены все составляющие склона, означает, что дозы на бентос могут быть в несколько раз больше. Это подтверждает наш вывод о критичности биоты бентоса донных отложений озер в реальных ландшафтах.

В таблице 3.10. приведены данные расчетов дозовых нагрузок на биоту референтных видов. Расчеты по модели Б.Амиро, показали, что сосна не получает критических доз, превышающих предельные 4 Гр/год. Доза на оленей несколько превышает критическую - 0,9 Гр/год больше 0,4 Гр/год. Она хотя незначительно превышает критическую. Доза для людей, использующих продукты питания и воду с данной склоновой экосистемы, не превышает 1 мЗв/год, Это совсем не критично. Дозы на лягушек в озере составляя 0,2 Гр/год, что меньше 0,4 Гр/год и тем самым не определяет критичность экологической ситуации. А вод доза на бентосные организмы как, минимум составляет 16 Гр/год, что намного превышает критическую дозу в 4 Гр/год. Это грозит отмиранием биоты бентоса, а значит и серьезными экологическими последствиями для всей экосистемы.

Очевидно, что в данной экосистеме экологическое нормирование следует проводить именно по критической биоте, получающей самые высокие дозовые нагрузки и определяющей благополучие экосистемы в целом. Использование для экологического нормирования референтных видов, вероятно можно использовать для грубых оценок, а для контроля благополучия биоты экосистем целесообразно использовать оценки дозовых

нагрузок на критическую биоту, где в динамике накопления радионуклидов, происходит наибольшее депонирование поллютантов. А для каждого типа экосистем, такая биота определяется через моделирование. Для реки и озера – это бентос, для моря – это биота в пелагиали, в лесу – биота лесной подстилки и далее через ландшафт, возможно, биота озера или болота и т.д. Заранее выбрать референтные виды и по ним определять критичность загрязнения всей экосистемы, практически невозможно.

Литература к 3 части.

- 1.Агре А.Л., Корогодін В.И. (1960). О распределении радиоактивных загрязнений в медленно-обмениваемом водоеме, Мед. радиология, N 1:67-73.
- 2.Кутлахмедов Ю.О. Основи радіоекології: Навч. посіб. / Ю.О. Кутлахмедов, В. І. Корогодін, В. К. Кольтовер./– К.: Вища шк., 2003 –319 с.
- 3.Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Родина В.В. Надежность экологических систем. Теория, модели и практические результаты. Palamarium academic publishing. Saarbrucken. 2013, 317 с.
- 4.Кутлахмедов Ю.А. (2015). Дорога к теоретической радиоэкологии. Киев, 360 с.
- 5.Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. (1995): Эффекты Кыштымской и Чернобыльской аварии на гидробионтах. Радиационная биология. Радиоэкология, том 35 N 4: с. 536-548.
- 6.Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. Киев: Наукова думка, 1992.- 195 с.
- 7.Kutlakhmedov Y., Polikarpov G., and Kutlakhmedova-Vyshnyakova (1997): Radiocapacity of Different Types of Natural Ecosystems (without Man) and their Ecological Standartization Principles, J. Radioecology, T 5(N2), p. 15-21
- 8.Amiro B.D. (1992): Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecologycal Impacts, J. Environ. Radioactivity Vol.35, N1: 37-51.
- 9.Кутлахмедов Ю.А., Войцыцкий В.М., Хижняк С.В. Радиобиология. Киев: КГУ, 2011. - 544 с.
- 10.Кутлахмедов Ю.О., Гродзинский Д.М. та ін. Методи управління радіємністю радіоемкістю екосистем. Київ, фітосоціоцентр, 2006, 171 с.

Упражнения, вопросы и задачи к 3 части

1. Что такое зоны радиационного поражения экосистем по Г.Г.Поликарпову?
2. Выведите формулу для оценки фактора радиоемкости и надежности озерной экосистемы (по В.И.Корогодину).
3. Почему доза 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для растений и гидробионтов, может быть принята в качестве лимита дозы в расчетах надежности биоты экосистем?

4. Почему график функции на рис 3.1 может иметь линейный характер?
5. Какие компоненты биоты озерной экосистемы могут выступать в качестве критических, и почему?
6. Выведите самостоятельно формулу 3.4.
7. Почему величина N_k в 90 раз меньше, чем допустимый сброс, оцениваемый для всего населения водной толщи водоема?
8. Почему склоновые экосистемы важны при оценках экологических нормативов для территории Украины?
9. Чем определяется благополучие биоты в составе склоновых экосистем?
10. Почему система гигиенического нормирования отличается от системы экологического нормирования допустимых уровней загрязнения биоты экосистем?
11. В чем разница в определении «радиоемкость» и «фактор радиоемкости»?
12. Опишите концепцию и роль трассеров в радиоэкологии.
13. Какие контрмеры в аграрном секторе Вы знаете?
14. Посчитайте Кд (коэффициент дезактивации) почвы по следующим данным: уровень загрязнения почвы до применения контрмеры составил 5 Ки/км^2 , а после использования снятия верхнего слоя почвы бульдозером-200 Бк/кг.
15. Какова эффективность применения контрмеры -улучшения пастбищ, если уровень загрязнения кормовой травы до улучшения пастбищ – составил 10000 Бк/кг , а после - 2500 Бк/кг ? Оценить эффективность данной контрмеры по критерию снижения индивидуальной и коллективной дозы облучения, если после улучшения урожай кормовых трав увеличился в 3 раза?
16. Принципы радиационной защиты МКРЗ.
17. Перечислите этапы аварий и пути формирования доз на разных этапах.
18. Когда в ходе аварии целесообразно использование стабильного йода?
19. Когда необходима эвакуация населения из зоны аварии?
20. Оцените пользу от использования контрмеры, если доза в 3 мЗв в год будет уменьшена до 1 мЗв/год для города с населением в 150 тыс человек, а затраты на контрмеру составили 120 тыс долларов США?
21. Какие контрмеры были использованы в 1986 г в г.Киеве?
22. Почему глубокая вспашка почвы снижает индивидуальную дозу в 2-3 раза, а коллективную дозу практически не снижает?

ЧАСТЬ 4. НАДЕЖНОСТЬ И РАДИОЭКОЛОГИЯ АГРОЭКОСИСТЕМ

4.1. Исследование и оценка надежности систем транспорта радионуклидов в локальной агроэкосистеме

Полученные нами ранее результаты по оценке распределения и перераспределения радионуклидов в агроэкосистеме (на примере с. Галузия, Волынская область) показали заметную динамику формирования дозовых нагрузок. Для оценки и прогноза таких процессов нами предложено использовать модели и теорию надежности. Для этого агроэкосистема рассматривается, как система транспорта радионуклидов от почвы к человеку. Предложены количественные методы оценки надежности отдельных элементов агроэкосистемы и экосистемы в целом. Данный метод и модели позволили по-новому взглянуть на проблему экологической безопасности человека и рассмотреть проблемы применения защитных контрмер.

Исследование радиоэкологических процессов в агроэкосистемах особенно важно для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме ранее использованного метода камерных моделей, считаем целесообразным разработать подходы к более общей оценке надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах модификации данных процессов.

4.1.1. Анализ проведенных исследований

В течение длительных экспедиций (1991-1997 гг.) нами были собраны многочисленные сведения по конкретным оценкам содержания радионуклидов в разных компонентах агроэкосистемы с. Галузия Маневичского района Волынской области. Позже были произведены расчеты по скоростям миграции, распределения и перераспределения радионуклидов ^{137}Cs в компонентах агроэкосистемы. Этот регион является исключительно цезиевой провинцией и заметного количества других радионуклидов здесь не обнаружено [1]. Эти данные позволили сделать оценку формирования дозовых нагрузок на разные группы населения. Моделирование потоков радионуклидов ^{137}Cs методами камерных моделей [1,2] позволило оценить вклад разных составляющих агроэкосистемы в формирование дозовых нагрузок на население.

Для дальнейшего развития теоретических радиоэкологических исследований важно разработать и другие методы радиоэкологического моделирования. Нами разработаны подходы к рассмотрению агроэкосистемы с помощью теории и моделей надежности экосистем [3].

Цель данного раздела книги: применить эффективный анализ к агроэкосистеме, как системе транспорта радионуклидов от окружающей среды к человеку, используя теорию и модели надежности. Реализация данной задачи позволит расширить круг средств теоретической радиоэкологии и поможет существенно дополнить метод камерных моделей.

Разработанные модели и теория радиоемкости экосистем позволили ввести адекватный параметр – фактор радиоемкости – для определения состояния биоты экосистемы [3].

Радиоемкость – предел радионуклидного загрязнения биоты (а значит и дозы облучения) экосистемы, при котором не наблюдаются серьезные изменения её функционирования. При превышении данного параметра могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоемкости определен как доля радионуклидного загрязнения, способного накапливаться в той или иной части/компоненте экосистемы, без разрушения ее структуры. Экспериментальными и теоретическими исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в ней. В частности, в исследованиях растительных экосистем показано, что способность биоты накапливать и удерживать радионуклидный трассер ^{137}Cs , аналог минерального элемента питания растений - калия, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия биоты и надежности экосистемы.

Таким образом, можно утверждать, что параметр радиоемкости способен выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы а также экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы, как системы транспорта радионуклидов от ОС к человеку. Используя эти параметры надежности элементов экосистемы, и зная структуру конкретной экосистемы, мы имеем возможность адекватно оценивать надежность всей экосистемы через ее способность обеспечивать распределение и перераспределение трассера, что отображает ее устойчивое состояние [3].

Повторим, что исходя из проведенных теоретических исследований, нами показано, как, используя параметры скоростей обмена радионуклидами между камерами (α_{ij} и α_{ji}), можно оценивать надежность компонента экосистемы, как элемента системы транспорта радионуклидов по камерам по формуле:

$$P_i = \sum \alpha_{ij} / (\sum \alpha_{ij} + \sum \alpha_{ji}), \quad (4.1),$$

где P_i – надежность i -того элемента экосистемы, $\sum \alpha_{ij}$ – сумма скоростей перехода радионуклидов в камеру $-i$ из сопряженных с ней камер $-j$, $\sum \alpha_{ji}$ –

сумма скоростей перехода радионуклидов из камеры i в сопряженные с ней камеры j , в которые радионуклиды поступают из данной камеры, надежность которой мы оцениваем через P_i .

Таким образом, мы оцениваем надежность i -того элемента экосистемы по его способности удерживать попадающие в него радионуклиды. Далее, зная структуру обеспечения надежности транспорта радионуклидов от компонентов экосистемы к человеку, на основе теории надежности можно оценить надежность всей системы транспорта радионуклидов к человеку.

4.2. Моделирование агроэкосистемы методами теории надежности

Применим разработанный подход к оценке надежности транспорта радионуклидов в агроэкосистеме с. Галузия [1,2]. Основные блоки транспорта радионуклидов в исследуемой агроэкосистеме представлены на рис. 4.1.

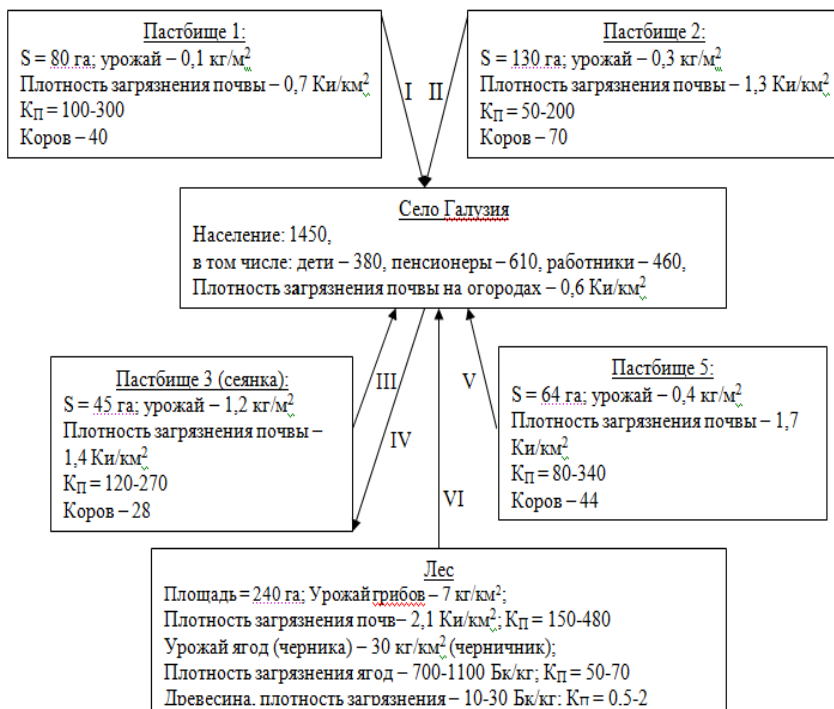


Рис. 4.1. Блок-схема основных составляющих экосистемы с. Галузия Маневического района Волынской области

Нами установлено, что основными дозообразующими компонентами данной агроэкосистемы, являются 4 пастбища. Эти пастбища функционируют как параллельная система «доставки» радионуклидов к человеку. Согласно теории надежности [3], общая надежность данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к человеку, может быть представлена в виде суммы параметров надежности составляющих блоков-пастбищ.

Камерную модель данной агроэкосистемы целесообразно представить в виде структуры, представленной на рис. 4.2. Видно, что транспортный поток радионуклидов от каждого пастбища к популяции населения образует строго последовательную систему: почва – трава – корова – молоко – мясо – люди.

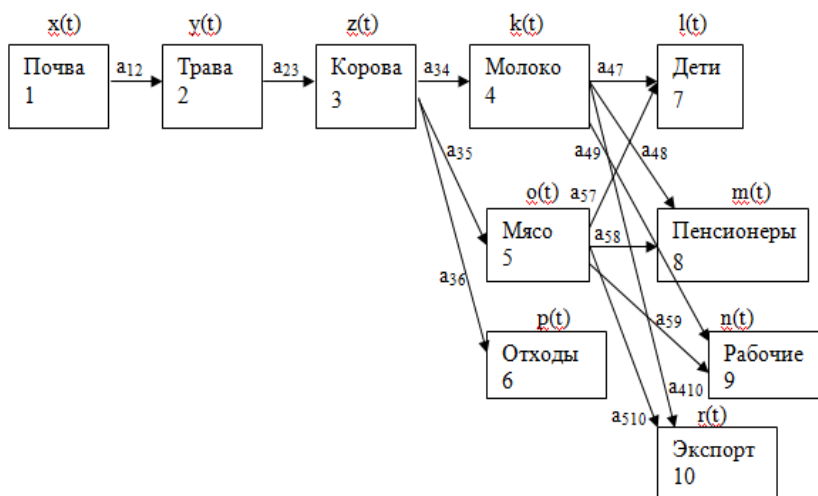


Рис. 4.2. Структурированная блок-схема агроэкосистемы с. Галузия.

Надежность такой последовательной экосистемы может быть представлена в виде произведения параметров надежности составляющих транспортный поток радионуклидов-блоков. Оценки надежности каждого из блоков может быть рассчитана по формуле (4.1). На основе экспедиционных исследований, по результатам наблюдений и расчетов нами получены оценки скоростей перехода между камерами, исследуемой агроэкосистемы (табл. 4.1).

Данные таблицы 4.1 получены из литературных источников и данных опросов жителей с. Галузия при проведении измерений на СИЧ (счетчиках излучений человека) в ходе наших экспедиционных исследований.

Таблица 4.1. Параметры скоростей перехода для разных составляющих агроэкосистемы с. Галузия

Параметр	Минимальное значение	Среднее значение	Максимальное значение	Описание перехода
Пастбище 1				
a ₁₂	0,02	0,06	0,1	почва – растения на пастбище
a ₂₃	0,18	0,38	0,58	трава – корова
a ₃₄	0,08	0,13	0,18	корова – молоко
a ₃₅	0,32	0,52	0,72	корова – мясо
a ₃₆	0,18	0,36	0,54	корова – отходы
a ₄₇	0,2	0,4	0,6	молоко – дети
a ₄₈	0,1	0,15	0,2	молоко – пенсионеры
a ₄₉	0,3	0,4	0,5	молоко – рабочие
a ₄₁₀	0,05	0,1	0,15	молоко – вывоз
a ₅₇	0,00	0,005	0,009	мясо – дети
a ₅₈	0,001	0,004	0,007	мясо – пенсионеры
a ₅₉	0,008	0,013	0,018	мясо – рабочие
a ₅₁₀	0,58	0,78	0,98	мясо – вывоз
Пастбище 2				
B ₁₂	0,02	0,05	0,08	почва – растения на пастбище
B ₂₃	0,2	0,3	0,4	трава – корова
B ₃₄	0,04	0,12	0,2	корова – молоко
B ₃₅	0,16	0,48	0,8	корова – мясо
B ₃₆	0,18	0,36	0,54	корова – отходы
B ₄₇	0,14	0,24	0,34	молоко – дети
B ₄₈	0,04	0,12	0,2	молоко – пенсионеры
B ₄₉	0,24	0,37	0,5	молоко – рабочие
B ₄₁₀	0,05	0,1	0,15	молоко на вывоз
B ₅₇	0,001	0,003	0,005	мясо – дети
B ₅₈	0,00	0,004	0,008	мясо – пенсионеры
B ₅₉	0,03	0,06	0,09	мясо – рабочие
B ₅₁₀	0,58	0,78	0,98	мясо – вывоз
Пастбище 3				
c ₁₂	0,12	0,2	0,28	почва – растения на пастбище
c ₂₃	0,1	0,15	0,2	трава – корова
c ₃₄	0,01	0,02	0,05	корова – молоко
c ₃₅	0,16	0,48	0,8	корова – мясо
c ₃₆	0,18	0,36	0,54	корова – отходы
c ₄₇	0,04	0,14	0,24	молоко – дети

c ₄₈	0,04	0,08	0,12	молоко – пенсионеры
c ₄₉	0,11	0,23	0,35	молоко – рабочие
c ₄₁₀	0,4	0,52	0,64	молоко – вывоз
c ₅₇	0,1	0,16	0,22	мясо – дети
c ₅₈	0,08	0,13	0,18	мясо – пенсионеры
c ₅₉	0,2	0,4	0,6	мясо – рабочие
c ₅₁₀	0,58	0,78	0,98	мясо – вывоз
Пастбище 4				
d ₁₂	0,04	0,1	0,16	почва – растения на пастбище
d ₂₃	0,1	0,23	0,36	травы – корова
d ₃₄	0,06	0,11	0,16	корова – молоко
d ₃₅	0,24	0,44	0,64	корова – мясо
d ₃₆	0,18	0,36	0,54	корова – отходы
d ₄₇	0,15	0,25	0,35	молоко – дети
d ₄₈	0,07	0,12	0,17	молоко – пенсионеры
d ₄₉	0,1	0,25	0,4	молоко – рабочие
d ₄₁₀	0,58	0,38	0,18	молоко на вывоз
d ₅₇	0,02	0,06	0,1	мясо – дети
d ₅₈	0,01	0,04	0,07	мясо – пенсионеры
d ₅₉	0,02	0,12	0,22	мясо – рабочие
d ₅₁₀	0,58	0,78	0,98	мясо – вывоз
Лес				
l ₁₂	0,00007	0,00034	0,0006	почва в лесу – древесина
l ₁₃	0,003	0,009	0,015	почва в лесу – ягоды
l ₁₄	0,01	0,02	0,03	почва в лесу – грибы
l ₂₅	0,02	0,07	0,12	лесные ягоды – дети
l ₂₆	0,01	0,05	0,09	лесные грибы – дети
l ₂₇	0,1	0,25	0,4	древесина (сжигание в печи, пепел) – пенсионеры
l ₂₈	0,6	0,75	0,9	древесина – рабочие
l ₃₅	0,1	0,2	0,3	ягоды – дети
l ₃₆	0,7	0,8	0,9	ягоды – пенсионеры
l ₄₆	0,05	0,1	0,15	грибы – пенсионеры
l ₄₇	0,01	0,015	0,02	грибы – рабочие
Огород				
g ₁₂	0,005	0,01	0,015	продукция огорода – дети
g ₅₁	0,1	0,2	0,3	продукция огорода – пенсионеры
g ₂₃	0,4	0,6	0,8	продукция огорода – рабочие
g ₂₄	0,2	0,4	0,6	продукция огорода – вывоз

Представленные в таблице 4.1 результаты позволяют провести оценку надежности компонентов экосистемы по формуле (4.1) и, зная последовательный характер связи отдельных компонентов агроэкосистемы с популяцией населения, сделать оценку надежности агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к населению. Для простоты ограничимся расчетом надежности исследуемой агроэкосистемы при средних значениях параметров скоростей (табл. 4.1) агроэкосистемы с. Галузия. Результаты расчетов представлены в таблице 4.2. Предложенный подход можно применять для оценки эффективности различного типа контрмер.

4.2.1. Описание и обсуждение полученных результатов

Для анализа используем результаты расчетов, показанные в таблице 4.2. В первом блоке таблицы представлены данные по расчетам надежности транспорта радионуклидов по 4 пастбищам: сначала при формировании дозы за счет употребления молока, затем – за счет употребления говядины.

По данным просчитаны величины перехода радионуклидов ^{137}Cs ко всем группам населения. Эту величину можно использовать для расчета коллективной дозы, используя величину коэффициента дозовой цены $2 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк [4]. Полученная оценка коллективной дозы составляет около 1,6 чел.Зв в год. При этом оценка средней величины индивидуальной дозы облучения людей составляет около 1,1 мЗв/год (при норме 1 мЗв/год).

Произведены оценки добавки к коллективной дозе за счет использования продукции леса (0,34 чел.Зв) и огорода (0,2 чел.Зв/год). В итоге, суммарная коллективная доза составляет около 2,14 чел.Зв/год, а индивидуальная доза облучения для каждого жителя данного села – в среднем 1,4 мЗв/год.

В агроэкосистеме можно применять различные контрмеры. В табл. 4.2 представлены расчетные данные по ряду возможных контрмер для снижения коллективных доз населения с. Галузия. Из возможных контрмер использованы лишь некоторые [4,5,6].

После аварии на Чернобыльской АЭС чаще всего применяется такая контрмера, как внесение повышенных норм удобрений. При этом коэффициент дезактивации (K_d) составляет около 2. Это означает, что при выращивании продукции растениеводства при повышенных нормах удобрений ожидаемая доза может быть снижена примерно в 2 раза. В таблице 4.2 представлены данные расчета значений K_d по величине снижения коллективной дозы при использовании данной контрмеры. Расчет показал, что поступление радионуклидов в продукты питания людей снижается в 1,74 раза. То есть K_d -по величине экономии коллективной дозы для всего села за счет использования 4-х пастбищ составляет 1,74.

Таблица 4.2. Оценка надежности агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов из окружающей среды к населению без участия контрмер и условиях применения различных контрмер в агроэкосистеме (на примере с. Галузия) путем оценки надежности доставки радионуклидов Cs¹³⁷ от 4-х основных пастбищ (при средних скоростях перехода радионуклидов между камерами модели)

Контрмера	Запас р/н, Ки	Надежность транспорта р/н (по молоку)	Надеж- ность транс- порта р/н (по мясу)	Надеж- ность общего транс- порта р/н	Переход, р/н (Ки)	Суммарный переход р/н (Ки) по пастбищам, кол.доза и К _д	К _д (2) по надеж- ности
Неприменя- лась(К _д =1)	0,0056	0,03	0,022	0,052	0,0008	0,0022	1
	0,0169	0,025	0,019	0,044	0,0007	(1,6 чел.Зв)	
	0,0003	0,029	0,027	0,056	0,0004	К _д = 1	
	0,0011	0,041	0,033	0,074	0,0008		
Удобрения (К _д =2)	0,0056	0,015	0,011	0,026	0,00015	0,013	0,0022/ 0,0013 = 1,74
	0,0169	0,013	0,009	0,022	0,00037	(0,96 чел.Зв)	
	0,0003	0,021	0,020	0,041	0,00026	К _д = 1,7	
	0,0011	0,025	0,019	0,044	0,00048		
Сеянка (К _д =3)	0,0056	0,0106	0,0079	0,0185	0,0001	0,008 (0.6 чел.Зв)	20,75
	0,0169	0,008	0,006	0,014	0,0002	К _д = 2,7	
	0,0003	0,017	0,016	0,033	0,0002		
	0,0011	0,017	0,013	0,030	0,0003		
Уборка дернины (К _д =10)	0,0056	0,0033	0,0024	0,0057	0,00003	0,000032	60,9
	0,0169	0,0029	0,0022	0,0051	0,00009	(0,024 чел.Зв)	
	0,0003	0,0069	0,0065	0,0134	0,00008	К _д = 66,7	
	0,0011	0,0061	0,0047	0,0108	0,000012		
Ферраци- новые болюсы (К _д =4)	0,0056	0,014	0,013	0,027	0,0002	0,0012	10,8
	0,0169	0,013	0,012	0,025	0,0004	(0,88 чел.Зв)	
	0,0003	0,0104	0,0102	0,0206	0,0001	К _д = 1,8	
	0,0011	0,023	0,022	0,045	0,0005		
Феррациновые фильтры (молоко) (К _д =5)	0,0056	0,0297	0,02	0,0497	0,0003	0,0021	10,5
	0,0169	0,0252	0,0174	0,0426	0,0007	(1,6 чел.Зв)	
	0,0003	0,026	0,024	0,05	0,0003	К _д = 10	
	0,0011	0,0416	0,0293	0,0709	0,0008		
Удобрения+ уборка дернины + болюсы (К _д =20)	0,00056	0,015	0,01	0,025	0,000014	0,000024	91,7
	0,00169	0,0025	0,0017	0,0042	0,000007	(0,016 чел.Зв)	
	0,00003	0,01	0,009	0,019	0,00000057	К _д = 90	
	0,00011	0,014	0,009	0,023	0,0000025		
Грибы и ягоды	0,34 чел.Зв						
Огород	0,2 чел.Зв						

* К_д – коэффициент дезактивации, показывает во сколько раз будет снижена доза после применения определенной контрмеры (в строках показаны данные по 4 пастбищам)

После аварии на ЧАЭС также использовалась такая контрмера, когда дикие пастбища засеивали культурными травами (сеянка). При этом на территориях наблюдались более высокие урожаи с низкими значениями коэффициентов накопления (K_H) в системе «почва-травы». В этом случае значение K_d составляет около 3. Системные расчеты методом теории надежности показали значение $K_d = 2,75$ по всем пастбищам. Это приемлемое значение K_d .

Эффективным методом дезактивации может быть и удаление на пастбищах верхнего слоя дернины с помощью специальной машины TURF CUTTER [7]. Применение данной контрмеры в 30-километровой зоне на территории Беларуси и Украины показали резкое, более чем в 10 раз, снижение загрязнения молока и мяса у коров, которых выпасали, на обработанном таким образом, пастбище. Расчеты показали, что K_d после снятия дернины может достигать 67 единиц. Следует отметить, что данная контрмера трудоемкая и достаточно дорогая.

В Ровенской области в качестве контрмеры были опробованы такие методы, как введение в желудок коровы феррациновых болюсов ($K_d = 4$), а также сепарацию полученного от коров молока через специальные пропитанные феррацином фильтры ($K_d = 5$). Феррацин обладает избирательной способностью связывать цезий и, тем самым, снижать его содержание в молоке. Напомним, что молоко является основным дозообразующим продуктом питания, особенно у жителей сельской местности.

Детальный расчет на основе предложенной модели надежности позволил провести всестороннюю оценку эффективности предложенных контрмер. Показано, что по результатам системных расчетов K_d для феррациновых болюсов составил около 1,8 единицы, а феррациновых фильтров – 1,5. Это показывает, что локальная эффективность контрмеры еще не гарантирует общей системной эффективности для всей агроэкосистемы.

Для полноты картины на основе предложенного метода рассмотрен вариант сочетания нескольких контрмер: удобрения, снятие дернины и болюсы. Предполагалось, что комбинация контрмер будет эффективнее каждой отдельно применяемой контрмеры. Расчет показал, что комбинированное использование контрмер может позволить заметно, в 90 раз, снизить коллективную дозу для данного села.

Конечно, в условиях относительно низких уровней радионуклидного загрязнения на Волыни, использование такой комбинированной системы контрмер не целесообразно. В тоже время подобные комбинирования могут быть полезны для других интенсивно загрязненных радионуклидами регионов Украины, Беларуси и России.

4.3. Оценка и сравнительный анализ радиоемкости и надежности локальных агроэкосистем, загрязненных ^{137}Cs и ^{90}Sr

4.3.1. Введение

Постоянный рост масштабов использования радиоактивных веществ и источников ионизирующего излучения в разных отраслях промышленности, медицине и науке увеличивает влияние ионизирующей радиации на все компоненты природной среды. Поэтому радионуклиды, выпавшие на территорию Украины вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, по трофическим цепям могут сформировать заметные дозовые загрузки на население Украины. В первую очередь, это долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr , которые составляют основную экологическую опасность и имеют биотический характер, поскольку являются аналогами макроэлементов К и Са, которые необходимы для растений и животных. В Украине проводился достаточно систематический и детальный мониторинг загрязнения продуктов питания, почв и воды. Ведутся измерения содержания ^{137}Cs у людей на счетчиках излучений человека (СИЧ) и по моделям рассчитывается ожидаемая эффективная доза для населения конкретных населенных пунктов (НП). По данным мониторинга молока проводится оценка, так называемой паспортной дозы.

Кроме оценок и мониторинга действующего состояния экологической безопасности для НП Украины есть настоятельная потребность, опираясь на полученные данные, иметь расчеты по моделям долгосрочного прогноза радиоэкологического состояния НП. Такой прогноз позволит делать выбор и обоснование реальных контрмер для контроля и управления экологической безопасностью загрязненных сел Украины и населения, проживающего на этих территориях. Поэтому разработка относительно простых математических моделей динамики распределения радионуклидов, базирующаяся на данных конкретных натурных исследований, является важной и актуальной проблемой современной экологии. С одной стороны, этот подход позволит в будущем иметь действующую модель радиоэкологической безопасности для каждого конкретного НП. С другой – такая действующая модель, опирающаяся на реальные параметры экосистемы НП, позволит оценить возможные экологические риски от других поллютантов (тяжелых металлов, гербицидов и т.д.). Речь идет об оценке и восстановлении обобщенных параметров экологической безопасности и экологических рисков, которые характерны для конкретного НП.

В современной экологии и радиоэкологии, разработано достаточно подходов и моделей для оценки экологической емкости и радиоемкости для больших территорий, но не хватает методов и моделей, пригодных для

оценки и прогноза состояния локальных экосистем для конкретных НП. Поэтому конкретизация существующих обобщенных подходов и моделей является актуальным и важным заданием современной экологии. Необходимо иметь метод оперативного создания моделей экологической безопасности для конкретных НП, с привязкой их для условий, какого-либо НП. При этом для использования предложенного метода от экологов не требуется сложной специальной подготовки. Предлагаемый нами подход, позволить включить в экологический паспорт НП, действующую математическую модель экологической безопасности, которая может быть верифицирована по данным мониторинга. Наличие такой модели позволит минимизировать объем и детальность мониторинга, а также прогнозировать критические ситуации в данной экосистеме. Это позволит установить лимиты ее экологической емкости для ограничения чрезмерного антропогенного давления на территории, исследуемого НП.

Подчеркнем, что цель данного раздела книги – моделирование процесса миграции радионуклидов по трофической цепи: «почва – кормовые растения – корова – молоко – человек», – в условиях Волынской области на примере с. Галузия (по ^{137}Cs), и в условиях Тернопольской области на примере с. Коцюбинчики (по ^{90}Sr). Требуется установить параметры и исследовать особенности данного явления.

В связи с этим есть необходимость решить научные задачи:

- собрать и проанализировать необходимые данные об особенностях радиоэкологической ситуации на территории с. Галузия Волынской области, и с. Коцюбинчики в Тернопольской области, провести сравнительный анализ, определить и исследовать радиоэкологические критические экосистемы, выбранных для исследования в селах;

- построить блок-схемы для камерных моделей экосистем выбранных НП, определить необходимые критические и базовые параметры переноса радионуклидов по трофическим цепям;

- исследовать цикл камерных моделей для с. Галузия Волынской области и установить основные пути, динамику миграции и разработать прогноз формирования дозовых нагрузок для населения данного села;

- исследовать цикл камерных моделей для с. Коцюбинчики Тернопольской области; установить основные пути, динамику миграции и разработать прогноз формирования дозовых нагрузок для жителей данного села;

- провести сравнительный анализ особенностей формирования радиоэкологической безопасности в избранных НП Украины, и предложить пути управления экологической безопасностью и контрмеры для минимизации дозовых нагрузок;

- рассмотреть возможность использования предложенного метода камерных моделей для аналогичных экосистем НП Украины.

Мы исследовали закономерности миграции радионуклидов по трофическим цепям экосистем выбранных НП, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Предметом исследования являлись математические модели динамики процесса миграции радионуклидов по трофическим цепям: «почва – кормовые растения – корова – молоко – человек», – в условиях Волинской области на примере с. Галузия (по ^{137}Cs), и в условиях Тернопольской области на примере с. Коцюбинчики (по ^{90}Sr).

Используя данные натуральных экспедиционных исследований содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве, растениях, молоке, коровах (прижизненно), и у людей (измерения на аппаратах СИЧ содержания ^{137}Cs в организмах людей из населения с. Галузия), радиометрическое исследование образцов по ^{90}Sr (данные Тернопольской областной санитарно-эпидемиологической станции для жителей с. Коцюбинчики), применяя системный анализ, построены блок-схемы экосистем НП и проведено математическое моделирование радиоэкологических процессов, с использованием камерных моделей. Для математических расчетов использован программный продукт MAPLE-5.

Впервые разработан и реализован метод оценки и расчета параметров камерных моделей локальных экосистем по данным мониторинга и по литературным данным, используя нашу модификацию метода камерных моделей. В предложенной версии вместо параметров скорости переноса радионуклидов от единицы веса (например, от кг почвы) из каждой камеры в камеру (например, в растения в кг биомассы), использованы скорости (доли) переноса части радионуклидов из камеры в камеру за единицу времени (в нашей работе за год). Этот метод позволяет обобщить характеристики экосистем и получить интегральные характеристики процесса переноса радионуклидов в экосистеме.

Нами впервые разработана и построена математическая модель радиоэкологических процессов типичных локальных агроэкосистем, с оценкой формирования дозовых нагрузок для населения на долгосрочный период. Такая модель пригодна для моделирования практически любого типа локальных экосистем, характерных для территории Украины, и может быть использована для оценки экологического состояния других агроэкосистем.

В расчетах на моделях впервые показано, что, в зависимости от установленных параметров камерных моделей, формирование высоких дозовых нагрузок у населения может осуществляться относительно быстро (с. Галузия) или иметь характер медленного накопления (с. Коцюбинчики). Это означает принципиально разную динамику формирования дозовых нагрузок от ^{137}Cs и от ^{90}Sr , что реально наблюдается в разных локальных экосистемах Украины.

Практическое значение полученных результатов состоит в том, что разработанный подход позволяет по данным мониторинга устанавливать базовые характеристики и параметры камерных моделей любых типов локальных агроэкосистем.

Разработанные нами математические модели локальных экосистем выбранных НП характеризует их эвристичность, которая позволяет по данным мониторинга провести верификацию ситуации и осуществить долгосрочный прогноз радиоэкологической безопасности в исследуемых НП. Такие модели имеют универсальный характер. При их применении к конкретным натурным условиям других НП, они могут быть полезными для оценки, контроля и прогноза экологической безопасности, как для условий радионуклидного загрязнения, так и для загрязнения другими поллютантами.

В радиоэкологии можно выделить две основные тесно взаимосвязанные проблемы: миграцию радионуклидов и их накопление в разных элементах экосистемы. Существует также проблема действия радионуклидов на биоту экосистем. Существуют разнообразные радиоэкологические ситуации, которые связаны с включением радионуклидов в сельскохозяйственную сферу жизни. Поэтому накопление радионуклидов растениями из почвы определяет исходные масштабы включения радионуклидов в трофические цепи в системе «радиоактивные выбросы и сбросы – почва – сельскохозяйственные растения – сельскохозяйственные животные – человек». Поступление радионуклидов в растения зависит от ряда факторов: физико-химических свойств радионуклидов, видовых особенностей растений, свойств почвы и ее механической обработки, климатических факторов, системы мелиорации, внесения удобрений и.т. Переход радионуклидов из рациона в организмы животных определяется физико-химическими свойствами радионуклидов, а также видовыми особенностями и возрастом животных.

При изучении проблемы миграции радионуклидов в экосистеме математическое моделирование является одним из основных методов исследований. Оно позволяет выделить существенные особенности исследуемого явления и выразить полученное приближенное описание системой математических выражений (модели), которая имитирует до определенной меры точность поведения реальной системы. Важной особенностью данного метода является его интерактивность. При проверке или исследовании устанавливается соответствие модели явлению, которое наблюдается. Математическая модель базируется на показателях мониторинга и экспериментальных данных, что позволяет организовать комплексное исследование по принципам динамического взаимодействия модели и данных мониторинга.

4.3.2. Моделирование конкретных локальных агроэкосистем

Для моделирования миграции радионуклидов в системе «почва – растения» характерным является использование камерных моделей. При этом камерой можно считать любой элемент экосистемы, агроценоза (его часть), где происходит накопление (депонирование) радионуклидов.

В пределах такого подхода агроценоз, рассматривается в виде совокупности камер, между которыми происходит перенос радионуклидов, что характеризуется некоторыми функциями $k_{ji} q_j$. Эти функции описывают интенсивность потоков радиоактивных веществ между камерами.

При математическом описании переноса веществ в камерных моделях используют, как правило, аппарат обыкновенных дифференциальных уравнений:

$$\frac{dq_i(t)}{dt} = \sum_{j=1}^n k_{ji} q_j - \sum_{i=1}^n k_{il} q_i - \lambda q_i, \quad (4.2)$$

где $q_i(t)$ – содержание радионуклида в камере i ; k_{ji} и k_{il} – коэффициенты перехода между камерами; $k_{ji} q_j$ – количество вещества, которое поступает в единицу времени из камеры j в камеру i ; $k_{il} q_i$ – количество вещества, которое выходит за единицу времени из камеры i в камеру l ; λq_i – постоянная радиоактивного распада.

Классические камерные модели [8, 9] были нами модифицированы таким образом, что вместо параметров скорости переноса радионуклидов от единицы массы (кг, л) из одной камеры в единицу массы другой (кг, л) были использованы скорости переноса доли от запаса радионуклидов из камеры в камеру за единицу времени.

На этой основе проведен анализ данных по мониторингу с. Галузия Маневического района Волынской области. Были использованы данные натурных экспедиционных исследований содержания ^{137}Cs в почве, растениях, молоке, коровах (прижизненно) и у людей (измерения на СИЧ), данные анкетного опроса населения на территориях избранных сел Волынской области, отнесенных ко второй и третьей зоне отчуждения, которые пострадали вследствие аварии на ЧАЭС; результаты экспериментальных исследований на полигонах и в условиях Сарненской опытной станции (радиометрические и гамма-спектрометрические измерения образцов) и описана авторская разработка математической модели с использованием камерных моделей.

Многочисленными исследованиями установлено, что на территории с. Галузия формируются значительные дозовые нагрузки у людей вследствие больших значений коэффициентов перехода в системе «почва – растения». Главной причинной такого процесса являются торфяные и

болотные почвы, доминирующие на территориях, высокая степень увлажнения и переувлажнения почвы, кислые торфяные почвы, низкий уровень содержания минеральных веществ. Это способствует высокому уровню загрязнения травы и сена, лесных продуктов (грибов и ягод). Использование загрязненных кормовых трав ведет к миграции радионуклидов в системе «трава – животные». В этом случае уровень содержания радионуклидов в молоке та мясе существенно повышается.

Когда речь идет о миграции радионуклидов по трофическим цепям применяют коэффициент перехода (K_{Π}); он показывает ту часть радионуклидов, которая переходит из одного элемента экосистемы к другому. Коэффициент демонстрирует во сколько раз большей (или меньшей) может быть активность определенного радионуклида в элементах экосистемы по сравнению с окружающей средой. Для системы «почва – растения» K_{Π} – это отношение активности радионуклида в 1 кг воздушно-сухой биомассы растений к его содержанию на 1 м² почвы, где эти растения выращены.

Как известно, Волынская область является «чистой» среди пяти наиболее загрязненных радионуклидами областей Украины (по площадям и уровню загрязнения ¹³⁷Cs почв, сельхозугодий, лесных массивов). При этом индивидуальные дозы облучения людей в Маневическом районе Волынской области близки к дозам, которые наблюдаются в наиболее загрязненном районе Житомирской области – Народическом.

Предварительные оценки показали, что для данной территории есть три основные пути поступления радионуклидов ¹³⁷Cs к человеку. Первый путь – через урочища (пастбища и сенокосы), которые являются кормовой базой для молочного и мясного скота. Второй – через лесные продукты – грибы и лесные ягоды. Третий – приусадебный участок (огород).

Построена блок-схема камерной модели (рис. 4.1) потоков радионуклидов ¹³⁷Cs от трех пастбищ, одного сенокоса, лесных продуктов данной местности (грибы, лесные ягоды) и продукции с огородов и приусадебных участков, проведен ее расчет.

Структурированная блок-схема камерной модели представлена на рис. 4.2. Указанные на схеме параметры (от a_{12} до a_{510}) обозначают скорости переноса радионуклидов между камерами экосистемы и имеют размерность: доля радионуклидов от имеющегося запаса, которая переносится между камерами за один год.

Сформирована система из дифференциальных уравнений для камер агроэкосистемы с. Галузия.

С помощью программного продукта MAPLE-5 система уравнений (4.2) была решена. Проанализирована камерная модель потоков радионуклидов в населенном пункте и проведен расчет по модели (рис. 4.2 и 4.3).

$$\left\{ \begin{aligned}
 \text{diff1} &= \frac{dx(t)}{dt} = -a_{12} x(t), \\
 \text{diff2} &= \frac{dy(t)}{dt} = a_{12} x(t) - a_{23} y(t), \\
 \text{diff3} &= \frac{dz(t)}{dt} = a_{23} y(t) - (a_{34} + a_{35} + a_{36}) z(t) \\
 \text{diff4} &= \frac{dk(t)}{dt} = a_{34} z(t) - (a_{47} + a_{48} + a_{49} + a_{410}) k(t), \\
 \text{diff5} &= \frac{do(t)}{dt} = a_{35} z(t) - (a_{57} + a_{58} + a_{59} + a_{510}) o(t), \\
 \text{diff6} &= \frac{dl(t)}{dt} = a_{47} k(t) + a_{57} o(t), \\
 \text{diff7} &= \frac{dm(t)}{dt} = a_{48} k(t) + a_{58} o(t), \\
 \text{diff8} &= \frac{dn(t)}{dt} = a_{49} k(t) + a_{59} o(t), \\
 \text{diff9} &= \frac{dp(t)}{dt} = a_{36} z(t), \\
 \text{diff10} &= \frac{dr(t)}{dt} = a_{410} k(t) + a_{510} o(t)
 \end{aligned} \right. \quad (4.2)$$

Проведем для примера, расчет для первого пастбища с такими средними значениями скоростей перехода между камерами (см. таб.4.1.):

$x(t)$ – камера «почва на пастбище 1» (коэффициент $a_{12} = 0,06$);

$y(t)$ – камера «травя на пастбище 1» (коэффициент $a_{23} = 0,38$);

$z(t)$ – камера «коровы» (коэффициент $a_{34} = 0,13$ – переход в молоко; коэффициент $a_{35} = 0,52$ – переход в мясо; коэффициент $a_{36} = 0,35$ – переход в отходы жизнедеятельности коров);

$k(t)$ – камера «молоко» (коэффициент $a_{47} = 0,22$ – переход радионуклидов в молоко для детей; коэффициент $a_{48} = 0,15$ – переход в молоко для пенсионеров; коэффициент $a_{49} = 0,47$ – переход радионуклидов с молоком в организм работников; коэффициент $a_{410} = 0,1$ – вывоз радионуклидов с молокопродуктами на экспорт);

$l(t)$ – камера «дети» (коэффициент $a_{57} = 0,005$ – переход радионуклидов с мясом к детям);

$m(t)$ – камера «пенсионеры» (коэффициент $a_{58} = 0,004$ – переход с мясом);

$n(t)$ – камера «рабочие» (коэффициент $a_{49} = 0,47$ – переход с молоком; коэффициент $a_{59} = 0,013$ – переход с мясом);
 $o(t)$ – камера «мясо коров» (коэффициент $a_{35} = 0,52$ – переход из рациона коров в мясо);
 $p(t)$ – камера отходы «жизнедеятельности коров» (коэффициент $a_{36} = 0,36$);
 $r(t)$ – камера «экспорт» (коэффициент $a_{410} = 0,1$ – для молока; коэффициент $a_{510} = 0,978$ – для мяса).

Климатические и другие факторы среды, учтенные нами в выборе минимальных, средних и максимальных значений коэффициентов переноса радионуклидов по камерам экосистемы.

По полученным решениям построены графики динамики выноса радионуклидов и проведен анализ полученных результатов. Данные, которые получены по моделям, четко коррелируют с данными натурных исследований. В результате, нами было получены расчетные данные относительно динамики потоков радионуклидов по камерам экосистемы, которая нами исследуется.

Был проведен также анализ данных по мониторингу села Коцюбинчики Чертковского района Тернопольской области (аналогично, как и в с. Галузия). Построена блок-схема камерной модели потоков радионуклидов ^{90}Sr в данном НП (см. Рис 4.4). Структурированная блок-схема экосистемы с. Коцюбинчики аналогична блок-схеме для с. Галузия (см. рис.4.2.) только без участия леса.

Построена камерная модель радиоэкологических процессов для с. Коцюбинчики и проведены расчеты по данной модели. По результатам построены графики динамики поступления радионуклидов к человеку от всех составляющих экосистемы. Проведен сравнительный анализ радиоэкологических процессов и экологической безопасности в селах, которые исследуются (с. Галузия и Коцюбинчики) (рис .4.5.).

Известно, что на территории Украины есть села, загрязненные ^{137}Cs , или ^{90}Sr . Такие экосистемы могут иметь разные особенности радиоэкологических процессов, которые непосредственно влияют на формирование дозовых нагрузок для населения. Исследованиями было установлено, что на территории ряда сел Украины формируются значительные дозовые загрузки для людей, вследствие больших значений коэффициентов перехода в системе почва-растения, и высоких уровней загрязнения сена, молока, мяса, лесных продуктов – грибов и ягод. Поэтому важно было сделать сравнение особенностей радиоэкологических процессов в типовых экосистемах сел Украины с разными вариантами загрязнения. Поскольку в моделях мы анализируем суммарные потоки радионуклидов от пастбищ к людям, проживающим, на данной территории, то мы соответственно можем оценивать суммарные коллективные дозы для всех проживающих по группам населения. Индивидуальные дозы облучения при этом не оцениваются.

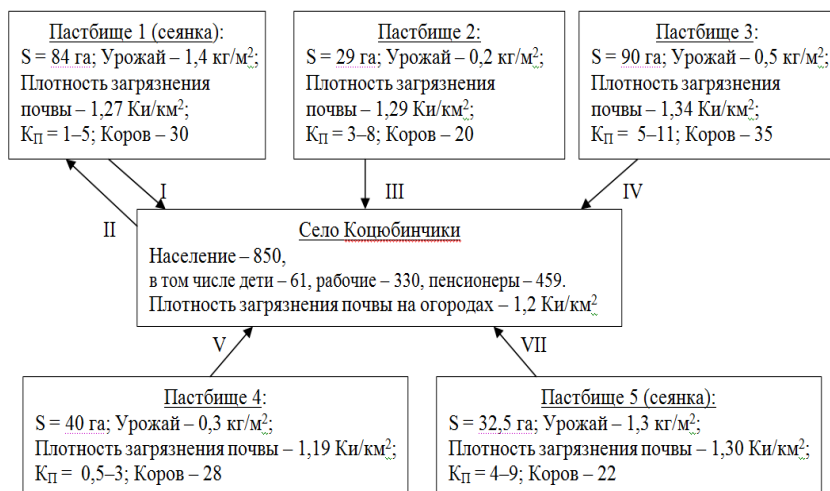


Рис. 4.5. Блок-схема основных составляющих экосистемы с. Коцюбинчики Чертковского района Тернопольской области

Нашими исследованиями было установлено, что на территории Маневического района (с. Галузия) в Волинской области, загрязненного вследствие аварии на ЧАЭС, в основном ^{137}Cs , формируются заметные дозовые нагрузки у людей, вследствие больших значений коэффициентов перехода в системе почва-растения и высоких уровней загрязнения сена, молока, мяса, лесных продуктов – грибов и ягод.

Для сравнения и дальнейшего развития данного подхода было важно проверить и использовать этот метод камерных моделей для села, где доминирует загрязнение не ^{137}Cs , а другим дозообразующим биогенным радионуклидом – ^{90}Sr . Этот радионуклид опасен, особенно для детей, Тут дозы облучения у людей формируются, в основном, за счет употребления молока.

Для таких исследований нами было избрано село Коцюбинчики Тернопольской области с небольшими уровнями загрязнения, поскольку для него собраны данные многолетних измерений на базе областной СЭС, Тернопольской областной государственной проектно-изыскательной станции химизации сельского хозяйства, Тернопольского областного центра по гидрометеорологии и других учреждений. На основе анализа натуральных данных, представленных нам областной СЭС, и литературных источников было установлено, что этих данных достаточно для моделирования и оценок.

Предварительные оценки показали, что для данных территорий есть три основных потока поступления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr к человеку. Первый из них – через урочища (пастбища и сенокосы), растительность, которых являются кормовой базой для скота молочного и мясного

направлений. Этот поток формирует в среднем 70–80 % от всей дозы. Второй поток – поступления радионуклидов через лесные продукты (грибы и лесные ягоды), что составляет около 10 % от общей дозы. Третий поток – приусадебный участок (огород), который обеспечивает в среднем 10–20 % от общей внутренней дозы, для жителей этих населенных пунктов.

Выбранные нами для исследования села являются типовыми, поэтому блок-схемы камерных моделей для них подобны по своей структуре. Блок-схемы формирования дозовых нагрузок для села Галузия и села Коцюбинчики приведены на рис. 4.2.-4.5. В модели учтены все основные потоки радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr (наличие других радионуклидов в заметном количестве на территории этих сел не было установлено).

В результате исследований удалось найти и сформировать высокую степень подобия в блок-схемах камерных моделей в селах, которые исследуются. Это подобие позволило нам построить унифицированные блок-схемы камерных моделей потоков радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr от пастбищ. Некоторые из них сенокосы (сеянки), от лесных продуктов (грибов и лесных ягод) и огородной продукции от приусадебных участков. Схема расчета типовой камерной модели представлена на рис. 4.2. В блок-схему камерной модели, нами дополнительно включены также потоки радионуклидов от соседнего леса и от использования огородной продукции. Важно, что данные села характеризуются достаточно малыми уровнями радионуклидного загрязнения почвы от 1–2 Ки/км² ^{137}Cs (с. Галузия) и по ^{90}Sr – от 1,2 до 1,3 Ки/км² (с. Коцюбинчики).

По разработанной модели были получены расчетные данные про потоки радионуклидов по камерам исследованной экосистемы. Показано, что значительные дозовые нагрузки для трех групп жителей села (дети, работающие и пенсионеры) формируются за счет постоянного употребления молока от коров, которые выпасаются на пастбищах, которые были объектом исследования. Доза от употребления молока составляет до 40–60% от общей дозы для жителей с. Галузия и 70% от всей дозы для людей в с. Коцюбинчики. Характерно, что уровень ежедневного употребления молока для села Галузия составляет, по данным наших экспедиционных исследований, от 0 до 3 литров, а уровни загрязнения молока радионуклидами ^{137}Cs (с. Галузия) составляют от 40 до 1000 Бк/л. А для с. Коцюбинчики уровни загрязнения молока ^{90}Sr составляют от 2 до 30 Бк/л. Действующий на Украине норматив на допустимые уровни загрязнения молока составляют для ^{90}Sr до 20 Бк/л, а для ^{137}Cs – 100 Бк/л (ДУ-2006) [10].

В частности, по данным моделирования нами установлено, что заметные уровни загрязнения молока формируются на этой территории не сразу после аварии, а увеличиваются со временем. Это объясняет данные исследований о том, что действительно существенные уровни загрязнения молока были определены в с. Галузия только в 1993 году, и именно тогда

это село было отнесено ко 2 зоне. Одновременно для с. Коцюбинчики свойственен другой характер накопления радионуклидов. Данные измерений свидетельствует о том, что существенные уровни загрязнения молока стронцием были определены в с. Коцюбинчики только в 1998 году.

На рис. 4.6. представлены данные расчетов для камерной модели в с. Галузия, по которым можно проследить динамику формирования дозовых нагрузок у разных социальных групп населения данного села за счет употребления молока. Верхняя кривая отображает накопление радионуклидов, а значит и дозы от употребления молока, для группы работающих, средняя – для детей, и нижняя кривая (минимальная доза получена от молока) – для пенсионеров. Понятно, что такой ход кривых обусловлен прежде всего рационом питания, в частности большим уровнем употребления молока у работающих и детей в с. Галузия, а для пенсионеров этот уровень употребления значительно ниже. На графиках можно видеть, что для данного села характерно сначала быстрое, а потом медленное накопление коллективной дозы у разных групп населения.

Для жителей с. Коцюбинчики (рис. 4.7.) характерна другая динамика накопления коллективной дозы. Модель демонстрирует, что через 30 лет после аварии, не стоит ожидать заметных доз облучения населения, за счет ^{90}Sr , но со временем эти дозы возрастают. Тут можно ожидать очень медленного накопления дозы в начале, а потом ее увеличение для всего населения. При этом максимальные коллективные дозы можно ожидать для работающих, как и в с. Галузия. Следующими по уровню накопления дозы могут быть пенсионеры, а относительно минимальные дозы можно ожидать у детей с. Коцюбинчики.

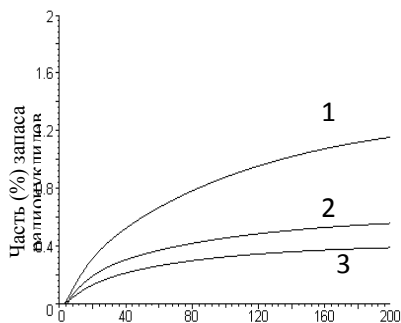


Рис. 4.6. Динамика формирования дозовых нагрузок от употребления молока для разных социальных групп населения в с. Галузия: 1 – для работающих; 2 – для детей; 3 – для пенсионеров

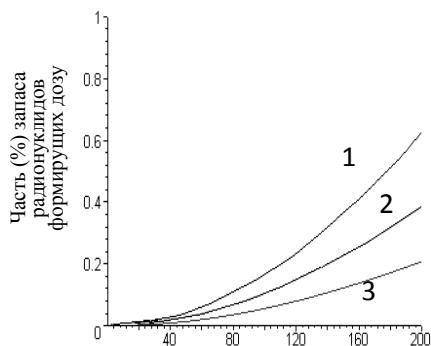


Рис. 4.7. Динамика формирования дозовых нагрузок от употребления молока для разных социальных групп населения в с. Коцюбинчики: 1 – для работающих; 2 – для пенсионеров; 3 – для детей

Сравнивая данные расчетов на рис. 4.6 та 4.7, следует отметить, что в целом коллективные дозы для с. Коцюбинчики, практически вдвое меньше, чем для с. Галузия. Важно, что практически на 30-й год после аварии уровень накопления коллективной дозы у населения с. Коцюбинчики отчетливо меньше, чем для с. Галузия.

Разница между этими типовыми агроэкосистемами относительно радиоэкологических процессов и параметров накопления коллективных доз четко связана с разными радионуклидами, климатическими факторами, разницей в употреблении продуктов питания. Позитивную роль в формировании меньшей коллективной дозы, в с. Коцюбинчики играет отсутствие вклада лесной компоненты в накоплении коллективной дозы. В то же время, для с. Галузия, лесной компонент играет ведущую роль в формировании коллективной дозы у жителей данного села. Считаём, что эти явления отображают фундаментальные особенности в формировании коллективной дозы для населения Украины по отношению к агроэкосистемам при значительном вкладе лесной составляющей (пример с. Галузия) и для случая агроэкосистемы (с. Коцюбинчики), где отсутствует лесная составляющая накопления коллективной дозы.

Проведенное исследование радиоэкологических процессов, которые происходят в с. Галузия (Волинская область) и с. Коцюбинчики (Тернопольская область), их обобщение и анализ позволили сделать такие предварительные выводы.

1. В данном исследовании разработан и впервые применен модифицированный метод камерных моделей, в котором использованы параметры - скоростей перехода радионуклидов между камерами экосистемы, а не скорости перехода, рассчитанные на единицу веса или объема. Этот подход позволяет осуществлять общую системную оценку состояния потоков радионуклидов и прогнозировать их динамику.

2. Создан системный тип радиологического исследования населенных пунктов, который охватывает основные звенья: почвы, сено, коровы, молоко, лесные продукты, людей. Показано, что для исследованной территории Украины (на примере агроэкосистем с. Галузия и с. Коцюбинчики) есть три основные потоки поступления радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr к человеку. Первый из них – через урочища (пастбища и сенокосы), растительность которых является кормовой базой для молочного и мясного скота. Он составляет около 70–80 % общей дозы для жителей этих населенных пунктов. Другой – приусадебный участок (огород), он составляет около 10–20 % от общей дозы. Третий поток – поступление радионуклидов через лесные продукты (грибы и ягоды), которые составляют около 10 % от общей коллективной дозы (характерный для с. Галузия).

3. Разработаны и проанализированы камерные модели реальных экосистем села Галузия Маневичского района Волынской области и села

Коцюбинчики Чертковского района Тернопольской области, которые находятся под влиянием аварии на Чернобыльской АЭС. В моделях учтены все основные потоки радионуклидов -¹³⁷Cs и -⁹⁰Sr. Блок-схемы для камерных моделей включают все основные пастбища. В блок-схемы также, там, где это необходимо, включены потоки радионуклидов от лесных продуктов (грибы и ягоды), а также – от использования огородной продукции.

4. В результате моделирования получены оценки и прогноз ожидаемого загрязнения радионуклидами ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr продуктов питания людей (молоко и мясо), что отображено в значениях коллективных дозовых нагрузок для людей.

5. По результатам моделирования определено, что в селах типа Галузия, заметные дозовые нагрузки сформировались не сразу после аварии, а только в 1992–1994 годах. Сейчас, через 30 лет после аварии на ЧАЭС, у людей формируются дозы облучения для -¹³⁷Cs: от 40 до 80 человеко-зиверт. На данных территориях, есть большой вклад в коллективную дозу лесной составляющей. Для сел типа Галузия, характерно заметное накопление коллективной дозы для населения на протяжении 30–40 лет после аварии, что составит около 1 % от запаса радионуклидов -¹³⁷Cs в данной экосистеме.

6. Для сел типа Коцюбинчики, где доминирует загрязнение -⁹⁰Sr и отсутствует лесная составляющая коллективной дозы, формируются незначительные дозы облучения в первые десятилетия после аварии на ЧАЭС: через 25 лет коллективная доза составляет 0,3–0,5 человеко-зиверт. Накопление определенной дозы в с. Коцюбинчики на 40-й год после аварии ожидается незначительное, и не превышает 0,1 % от запаса радионуклида -⁹⁰Sr в данной экосистеме. Но со временем тут можно ожидать достаточно заметного накопления коллективной дозы. В результате исследований, выявлено наличие существенного увеличения коллективной дозы в селах со стронциевым загрязнением. Это означает, что экосистемы такого типа со временем могут стать более опасными.

7. Установлено, по данным моделирования и верифицировано по данным натурного исследования областной СЭС, что значительная часть коллективной дозы не формируется локально в данных селах, а экспортируется на другие территории через вывоз молока, мяса и лесных продуктов. Такое явление экспорта коллективной дозы за пределы сел, является общей характеристикой для всей территории Украины. Полученные результаты свидетельствуют, что экологическая безопасность данной территории может быть достигнута только при условии использования системы защитных контрмер.

8. Предложена модифицированная камерная модель, пригодная для моделирования практически любого типа локальных экосистем, характерных для территории Украины, которая может быть использована

для оценки, контроля и прогноза их экологического состояния, как для радионуклидного загрязнения, так и для других поллютантов в агроэкосистемах.

4.4. Проблемы надежности локальной агроэкосистемы

Нами сделаны расчет и оценка поступления радионуклидов ^{137}Cs - в типичной агроэкосистеме (для с. Галузия). Блок- схема камерной модели с. Галузия приведена выше. По надежностной последовательной модели мы оценивали надежность «поступления» радионуклидов от каждого из пастбищ села (табл. 4.3).

Таблица 4.3. Оценка и расчет надежности агроэкосистемы с. Галузия, как системы поступления радионуклидов ^{137}Cs от пастбищ в популяцию людей, которые живут в этом селе.

Номер пастбища и значения скоростей перехода между камерами (минимальные, средние, максимальные)	Надежность поступления радионуклидов через молоко	Надежность поступления радионуклидов через мясо	Надежность поступления радионуклидов через экспорт молока и мяса вместе	Сумма величин Надежности по строчкам таблицы (по пастбищам)	Надежность по всем пастбищам при разных значениях параметров	Ожидаемая коллективная доза, (дозовая цена ^{137}Cs = 2Е-8 (Зв/Бк)
1.Мин	0,0052	0,00424	0,00505	0,01447	0,1202 (мин.) $\Sigma A_i =$ 3,968	2,94 Е+3
1. Средн	0,0273	0,0203	0,0185	0,0661		
1. Макс	0,0417	0,02742	0,02687	0,09606		
2.Мин	0,0030	0,00266	0,00426	0,00991	0,3041 (средн.) ΣA_i =3,968	8,92 Е+3
2. Средн	0,0243	0,0184	0,0246	0,0653		
2. Макс	0,0367	0,0244	0,0122	0,0733		
3.Мин	0,0111	0,01097	0,01069	0,0328	0,4574 (макс.) ΣA_i =3,968	13,43 Е+3
3. Средн	0,0281	0,0265	0,0228	0,0774		
3. Макс	0,0552	0,0446	0,0353	0,1378		
4.Мин	0,0194	0,0166	0,02707	0,0631		
4. Средн	0,0419	0,0323	0,0421	0,1153		
4. Макс	0,0642	0,0454	0,0380	0,1502		

Нами была проведена оценка эффективности применения различных контрмер в типичной агроэкосистеме на примере с. Галузия (см табл. 4.2)

Показано, что влияние контрмер определится через изменение надежности поступления радионуклидов от пастбищ к человеку. Это важное развитие надежностного подхода

4.5. Оценка и повышение экологической безопасности агроэкосистемы на основе моделей надежности

Исследования радиоэкологических процессов в агроэкосистемах важны для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме использованного нами ранее метода камерных моделей, считаем необходимым разработать подходы к более общей оценке надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах модификации данных процессов и оценки «надежности» этого процесса.

Практически в этом новом направлении оценки и прогноза экологической безопасности на основе моделей радиоемкости и надежности, исследования ведутся только нами. Полученные результаты по оценке распределения и перераспределения радионуклидов в агроэкосистеме (на примере с. Галузия, Волынская область) показали заметную динамику формирования дозовых нагрузок на людей. Для оценки и прогноза таких процессов нами предложено использовать модели и теорию надежности. Для этого агроэкосистема рассматривается, как система транспорта радионуклидов от почвы к человеку и рассчитывается надежность такого транспорта, что определяет формирование дозовых нагрузок у населения. Нами предложены количественные методы оценки надежности отдельных элементов агроэкосистемы и агроэкосистемы в целом, как средства «доставки» радионуклидов от пастбищ к человеку. Данный метод и модели позволили по-новому взглянуть на проблему экологической безопасности человека и рассмотреть проблемы применения защитных контрмер, для ограничения и минимизации потока радионуклидов к человеку.

Наша основная задача в данной книге – это применить эффективный анализ к агроэкосистеме, как системе транспорта радионуклидов из окружающей среды к человеку и составить прогноз вероятности и надежности поступления радионуклидов к людям, используя теорию и модели надежности. Реализация данной задачи позволит значительно расширить круг средств оценки и управления экологическими процессами и может существенно дополнить существующий метод камерных моделей и получить средство для выбора оптимальных контрмер для снижения поступления радионуклидов в рацион питания людей.

4.5.1. Основные полученные результаты

Разработанные нами модели и теория радиоемкости экосистем позволили ввести адекватный параметр – фактор радиоемкости – для определения состояния биоты экосистемы [1]. Следует напомнить, что радиоемкость – лимит радионуклидного загрязнения биоты экосистемы, при котором не наблюдаются серьезные изменения ее функционирования. При превышении данного лимита могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоемкости определяется как часть радионуклидного загрязнения, способного накапливаться в той или иной части (компоненте) экосистемы, без нарушения ее структуры. В терминах теории надежности, фактор радиоемкости каждого из компонентов экосистемы определяет вероятность удержания в нем радионуклидов (в нашем эксперименте это ^{137}Cs). Экспериментальными и теоретическими исследованиями установлено, что чем выше фактор радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в ней. В частности, в исследованиях с растительными экосистемами показано, что способность биоты накапливать и удерживать радионуклидный трассер ^{137}Cs , аналог необходимого минерального элемента питания растений -калия, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме при влиянии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия биоты и надежности экосистемы.

Таким образом, на основании полученных экспериментальных и теоретических результатов, можно утверждать, что параметр радиоемкости способен выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, а также экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составляющих элементов экосистемы. Используя эти параметры надежности элементов экосистемы, и зная структуру конкретной экосистемы, мы имеем возможность адекватно оценивать надежность всей экосистемы через ее способность обеспечивать распределение и перераспределение трассера, которые отображают ее устойчивое состояние [1-3]. Одновременно эти оценки позволяют оценить и «надежность доставки радионуклидов» по трофической цепи от почвы, кормовых трав, коров и затем к человеку, в его рацион питания, при использовании данной агроэкосистемы.

Исходя из проведенных теоретических исследований, можно считать, что, используя параметры скоростей обмена радионуклидов между камерами (рассматривается камерная модель агроэкосистемы) (α_{ij} и α_{ji}), можно оценивать надежность компонента экосистемы, как элемента системы транспорта радионуклидов по камерам агроэкосистемы по выше приведенной формуле (см. формулу 4.1.).

Таким образом, мы оцениваем надежность i -того элемента экосистемы по его способности удерживать радионуклиды, которые попадают в него. Далее, зная надежность схему – структуру обеспечения надежности транспорта радионуклидов от компонентов экосистемы к человеку (как последовательную, параллельную или комбинированную систему), на основе модели надежности, можно оценить надежность всей системы транспорта радионуклидов от экосистемы к людям.

4.5.2. Заключение и выводы. (Моделирование агроэкосистемы методами теории надежности)

В книге мы применили разработанный подход к оценке надежности транспорта радионуклидов для агроэкосистемы с. Галузия. Основные блоки транспорта радионуклидов в исследованной агроэкосистеме, получены ранее и описаны в наших работах[1, 2].

Установлено, что основными дозообразующими компонентами данной агроэкосистемы являются главные 4 пастбища села. Эти пастбища функционируют, в надежном смысле, как параллельная система. Согласно теории надежности [1] общая надежность данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к людям, может быть представлена в виде суммы параметров надежности составляющих блоков-пастбищ.

Камерную модель данной агроэкосистемы возможно представить в виде соответствующей структуры. Установлено, что транспортный поток радионуклидов от каждого пастбища образует параллельную систему доставки радионуклидов к популяции населения, а в структуре пастбища он образует четко последовательную систему: почва-травы-корова-молоко-мясо-люди. Надежность такой последовательной экосистемы может быть представлена в виде произведения параметров надежности составляющих блоков, которые образуют транспортный поток радионуклидов от ОС к человеку. Оценка надежности каждого из блоков может быть рассчитана с помощью формулы (см. формулу 4.1.).

На основе экспедиционных исследований, по результатам наблюдений и расчетов, нами получены оценки скоростей перехода между камерами исследованной агроэкосистемы.

Данные таблицы 4.3 позволяют провести оценки надежности компонентов экосистемы по предложенной нами формуле (4.1.) и, зная последовательный характер связи отдельных компонентов агроэкосистемы с популяцией населения, провести оценку надежности данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к населению. Для простоты мы ограничились расчетом надежности исследуемой агроэкосистемы при средних значениях параметров скоростей.

Результаты расчетов представлены в таблице 4.1. Показанный тут подход может быть применен для оценки эффективности разного типа контрмер.

По этим данным нами были просчитаны величины перехода радионуклидов ^{137}Cs ко всем группам населения. Эту величину можно использовать для расчета коллективной дозы, используя величины коэффициентов дозовых цен для ^{137}Cs [4; 5; 6] ($2 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк). Полученная оценка коллективной дозы составляет около 1,6 чел-Зв в год. При этом оценка средней величины индивидуальной дозы облучения людей составляет около 1,1 мЗв/год (при норме – 1 мЗв/год).

При этом оценки добавки к коллективной дозы за счет использования продуктов леса составляют (0,34 чел.Зв/год) и продукции огородов (0,2 чел.Зв/год). Тогда суммарная коллективная доза составляет около 2,14 чел.-Зв/год, а индивидуальная доза облучения для каждого жителя данного села, может составить около 1,4 мЗв/год.

В данной агроэкосистеме могут быть задействованы разные контрмеры. В таблице 4.2 представлены расчетные данные по ряду возможных контрмер для снижения коллективных доз и тем самым повышения экологической безопасности для населения с. Галузия. Из возможных контрмер [4-6] мы выбрали только некоторые.

Контрмера, которая чаще используется после аварии на Чернобыльской АЭС, – внесение повышенных норм удобрений. При этом K_d составляет около 2 единиц.

Это означает, что при выращивании продукции растениеводства на повышенных нормах удобрений ожидаемая индивидуальная доза может быть снижена в 2 раза. В таблице 4.2 представлены данные расчета значений K_d по величине снижения дозы при использовании этой контрмеры. Расчет показал, что при этом наблюдается снижение поступления радионуклидов в продукты питания людей в 1,74 раза. То есть, получено, что K_d по величине экономии коллективной дозы для всего села, за счет использования 4-х пастбищ, составляет 1,74.

После аварии на ЧАЭС также была использована такая контрмера, как сеянка – когда дикие пастбища засевают культурными травами. При этом на данных территориях наблюдаются более высокие урожаи, с наиболее низкими значениями коэффициентов накопления (K_H) в системе почва-трава. В этом случае значения K_d могут быть более 3. Системные расчеты методами теории надежности (при этом экосистема рассматривается как надежная параллельная система из четырех пастбищ) составили по всем пастбищам значения $K_d = 2,75$. Это приемлемые значения K_d .

Эффективным методом дезактивации может быть и удаление на пастбищах верхнего слоя дернины с помощью специальной машины TURF CUTTER [5]. Применение данной контрмеры в 30-км зоне на территории Беларуси и Украины показало резкое, более чем в 10 раз, снижение

загрязнения молока и мяса у коров, которых выпасают на обработанном таким образом пастбище. Расчеты показали, что по параметрам надежности K_d после использования снятия дернины, по величине K_d может составить 69 единиц. Следует отметить, что данная контрмера трудоемка и достаточно дорогая.

В Ровенской области в качестве контрмер были апробированы такие методы, как введение в желудок коровы феррациновых болюсов ($K_d = 4$), а также сепарацию полученного от коров молока через специальные фильтры, которые обработаны феррацином ($K_d = 5$). Феррацин имеет избирательную способность связывать цезий и, тем самым, снижать его содержание в молоке, которое, как известно, является основным дозообразующим продуктом питания, особенно у жителей сельской местности.

Более детальный расчет на основе предложенной модели надежности позволил провести всестороннюю оценку эффективности данных контрмер. Показано, что по результатам таких системных расчетов K_d для феррациновых болюсов составил около 1,8 единиц, а феррациновых фильтров 1,05. Это показывает, что локальная эффективность контрмеры еще не гарантирует общей системной эффективности для всей агроэкосистемы.

Для полноты картины на основе предложенного метода, мы рассмотрели вариант использования ряда контрмер: внесение удобрений, снятия дернины и применения болюсов. Считалось, что комбинация контрмер окажется заметно эффективнее каждого отдельно примененной контрмеры. Расчет показал, что комбинированное использование контрмер может позволить заметно, до 67 раз, снизить коллективную дозу для данного села.

Таким образом, нами впервые показан подход и возможность описания реальной экосистемы (на примере с. Галузия) на основе теорий и моделей радиомкости и надежности процессов распределения и перераспределения поллютантов (конкретно для ^{137}Cs). Этот метод и подход позволили получить оценки надежности транспорта радионуклидов от почвы к людям, и провести анализ возможности управления экологической безопасностью рассматриваемой агроэкосистемы, с целью снижения дозовых нагрузок для населения, использующего данную агроэкосистему для жизни и получения продуктов питания, за счет применения эффективных контрмер.

Предлагаемый здесь подход и методы моделирования и прогнозов могут быть использованы для повышения экологической безопасности для радионуклидзагрязненных территорий Украины, Беларуси, России, а также и при загрязнении другими поллютантами[11].

Основные выводы по данной части книги.

1. Агроэкосистема является источником транспорта радионуклидов из окружающей среды к человеку. Чем больше фактор радиомкости данной агроэкосистемы, тем она более надежна, и минимальна в плане транспорта радионуклидов к человеку.

2. Зная скорости миграции, распределения и перераспределения радионуклидов ^{137}Cs в компонентах агроэкосистемы, а также величину перехода цезия по всем группам населения, можно рассчитать величину надежности данной агроэкосистемы, в плане транспорта радионуклидов от ОС к человеку, и оценить вклад разных составляющих агроэкосистемы в формирование дозовых нагрузок на население.

3. В зависимости от количества выпавших радионуклидов на территорию можно применять различные контрмеры, эффективность которых зависит от многих факторов (например, типа почв, влажности, количества осадков и др.). Эффективность контрмер может быть задана в моделях в виде изменения скоростей транспорта радионуклидов от ОС к человеку.

4. Предлагаемый метод расчета надежности может быть применен для оценки уровня загрязнения и переходов для других поллютантов в экосистемах иного типа.

5. В зависимости от количества выпавших радионуклидов на территорию можно применять различные контрмеры, эффективность которых зависит от многих факторов (например, типа почв, влажности, количества осадков и др.).

Литература к 4 части.

1. Моделювання радіоекологічних процесів методом камерних моделей на прикладі села у Волинській області / І.В. Матвєєва, В.Р. Зотов, Ю.О. Кутлахмедов та ін. // Вісник Національного авіаційного університету. – 2005. – № 3. – С. 173–176.
2. Порівняння радіоекологічних процесів на прикладі сіл, забруднених Cs-137 та Sr-90 , оцінених за методом камерних моделей / І.В. Матвєєва, Ю.О. Кутлахмедов, В.М. Ісаєнко та ін. // Ядерна фізика та енергетика. Національна Академія Наук України, Інститут ядерних досліджень. – Київ. – 2006. – № 2(18) – С. 93–98.
3. Theory of Reliability in Radiation Ecology / Yuriy A. Kutlakhmedov, Iryna V. Matveeva, Anastasiya G. Salivon, Victor V. Rodyna // Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management. – Israel, 2010. – 275 с.
4. Медико-биологические последствия Чернобыльской катастрофы: отдаленные радиоэкологические и радиобиологические проблемы и анализ эффективности контрмер по защите био- и экосистем от последствий Чернобыльской катастрофы: в 2 ч. / К.: МЕДЭКОЛ, 2000. – 293 с.
5. Методология систематизации и адаптации моделирующей прогнозно-аналитической системы для создания мер по снижению негативных эффектов для экосистем и населения / Киев: Медэкол-МНИЦ Био-Экосистем, 2003. – 216 с.
6. Проблемы и перспективы фитодеконтаминации и фитомикробной ремедиации почв, загрязненных радионуклидами / Ю.А. Кутлахмедов, Н.В.

Зезина, А.Н. Михеев и др. // Экотехнология и ресурсосбережение. – 2004. – № 1. – С. 49–53.

7. Основы радіоекології. – Київ:/ Кутлахмедов Ю.О., Корогодін В.І., Кольтовер В.К./ В.К. Вища школа, 2003. – 319 с.

8. Радиоактивные выбросы в биосфере./Н.Г.Гусев, В.А.Беляев/ - М.: Энергоатомиздат, 1986. - 224 с.

9. Экологические и дозовые модели при радиационных авариях /В.Б.Георгиевский/ - К.: Наукова думка, 1994. - 239 с.

10. Радіоекологія /Гудков І.М., Кашпаров В.А., Кутлахмедов Ю.О., Гайченко В.А., Гудков Д.І., Лазарев М.М./ – Херсон:Олді плюс, 2013. - 468 с.

11. Матвеева І.В., Азаров С.І., Кутлахмедов Ю.О., Харламова О.В. . Стійкість екосистем до радіаційних навантажень. Монографія Національний авіаційний університет, Київ, 2016, 395 с.

Упражнения и задания к 4 части.

1. Почему можно рассматривать агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от окружающей среды к биоте и к человеку?

2. Что такое цезиевая и стронциевая провинция на территориях после аварии на ЧАЭС?

3. Как ведет себя радионуклидный трассер ^{137}Cs в экосистемах?

4. Почему параметр радиоемкости способен выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы а также экосистемы в целом?

5. Примените формулу оценки надежности транспорта ^{137}Cs к экосистеме с. Галузия.

6. Опишите блок-схему агроэкосистемы с. Галузия.

7. Как можно применить надеженостный подход для оценки эффективности различного типа контрмер в агроэкосистмах?

8. Как рассчитывается коэффициент дезактивации?

9. Опишите алгоритм расчета надежности агроэкосистем.

10. Какие аспекты поведения радионуклидов в экосистемах следует иметь ввиду при расчете их надежности?

11. Опишите суть метода камерных моделей в экологии.

12. Приведите пример расчета параметров камерной модели исходя из натуральных данных.

13. Почему динамика оценки дозовых нагрузок на население в с. Галузия и в с. Коцюбинчики заметно отличаются?

14. Почему анализ надежности экосистем позволят оценить и повысить экологическую безопасность агроэкосистемы ?

ЧАСТЬ 5. ОЦЕНКА И МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ОТ ДЕЙСТВИЯ РАДИАЦИИ

5.1. Риск и экологический риск

5.1.1. Определения риска

Прежде чем оценивать риск, надо определить сам термин «риск», однако на этом пути встречаются трудности. Дело в том, что в литературе используются противоречащие друг другу определения. Нередко термин «риск» употребляется, как тождественный термину «опасность», Можно привести целый ряд примеров определений типа **«риск - опасность будущего ущерба»** или **«риск - это опасность возникновения неблагоприятных последствий рассматриваемого события»**. Другая тенденция в определении риска состоит в том, что под риском подразумевают возможность или вероятность неблагоприятного события или процесса. Например, в словаре «Webster» риск определяется как **«опасность, возможность убытка или ущерба»**; французский энциклопедический словарь «Grand Larousse» определяет риск как **«возможность или вероятность факта или события, рассматриваемого как некое зло или некий ущерб»**. Даже в выпущенной в 1994 г. «Энциклопедии окружающей среды» можно прочесть: **«риск представляет собой шанс того, что может случиться нечто нежелательное»** [3].

По-видимому, эта тенденция в определении риска унаследована из гражданского права, точнее - из практики страхования, где под риском понимают вероятность (шанс) наступления нежелательных последствий. В опубликованной в 1993 г. монографии У.Хэлленбека, посвященной проблемам количественного оценивания экологического риска и риска профессиональных заболеваний, термин "риск" рассматривается как **синоним терминов "вероятность" и "частота"** [4].

Еще не сложились представления о риске, связанном с проявлением конкретных природных процессов. Так, до настоящего времени отсутствует единая методология оценки риска геологических процессов. При оценивании риска от воздействия землетрясений рассматриваются различные виды ущерба на конкретных объектах, а значения суммарного ущерба считаются случайными величинами. При этом сейсмический риск определяется вероятностными функциями распределения этих величин, заключенными в определенных интервалах времени. В то же время геологический и геохимический риски определяются как «вероятности активизации и проявления природных или техногенных геологических процессов на определенной территории» [2]. Так называемый **эколого-геоморфологический** риск определяется как "степень вероятности совокупного проявления опасных и катастрофических процессов

рельефообразования за определенный интервал времени, влекущих за собой экологические последствия" [1]. В терминах вероятности определяет геологический риск Е.С.Дзекцер, предлагает использовать в качестве общего выражения для оценки риска - формулу полной вероятности [4].

Обзор научных публикаций показывает, что все большее распространение получает такой подход к определению риска неблагоприятного события, который учитывает **не только вероятность этого события, но также все его возможные последствия**. Вероятность события или процесса здесь выступает одним из компонентов риска, а мера последствий (ущерба) - другим. Такое двумерное определение риска используется при *количественном* оценивании риска.

Однако существует и иной подход к определению риска - **многомерный**. Он основан на многочисленных факторах, ответственных за восприятие риска, и влияющих на принятие связанных с риском решений. Эти факторы, выявленные психологами, все они имеют качественный характер. Чтобы сравнивать степени проявления этих факторов, им приписывают условные единицы (например, по пятибалльной системе: если данный фактор считается очень сильным, то его «вес» принимают за 5, а если очень слабым, то за 1. После этого все «веса» суммируются, в этом заключается сущность так называемого **психометрического подхода** к риску, использующего его многомерное определение. Многомерное определение носит *качественный* характер, оно полезно при выявлении приоритетов людей в их отношении к совокупности опасных событий или процессов.

5.1.2. Опасность и риск

Рассмотрим простой пример, иллюстрирующий различие между опасностью и риском. Вожделение автомобиля - это опасность, ее можно выразить с помощью той доли, которую составляет гибель людей в автомобильных авариях в общем количестве смертей, фиксируемых ежегодно в определенной стране. Так, в США шанс среднего американца погибнуть за рулем составляет примерно 3 % от числа всевозможных случающихся там смертей. Следовательно, американец, садясь за руль своей машины, подвергается опасности, а риск здесь - в том, что он может попасть в те самые три процента, которые статистическое ведомство США подсчитает к концу текущего года. Надо еще учесть ущерб, связанный с аварийным состоянием автомобиля, потери страховой компании, расходы на похороны, моральный ущерб родственникам и т.д. Риск выступает здесь количественной мерой, учитывающей не только вероятность опасности, но и конкретизированные последствия ее проявления.

Опасность - это угроза людям и всему тому, что представляет для них ценность. Опасность является вероятностной категорией, которая

может меняться в пространстве и во времени. Под характеристикой опасности, связанной с конкретным событием или процессом, следует понимать вероятность проявления этого события или процесса в данном месте и в заданное время. Опасности различных событий или процессов сопоставляют путем усреднения вероятностей их проявления по пространственным и временным параметрам.

В ряде случаев пространственную и временную зависимости вероятности проявления опасности можно рассматривать отдельно друг от друга. Тогда, в соответствии с теоремой умножения вероятностей, вероятность опасности - P можно представить в виде произведения:

$$P = P_S P_T \quad (5.1)$$

где P_S и P_T - соответственно вероятности опасности, зависящие от пространственных и временных характеристик.

В других случаях опасность проявляется в определенных обстоятельствах, при осуществлении совокупности некоторых событий $S_1, S_2, \dots, S_n$. Тогда ее вероятность может быть выражена с помощью формулы полной вероятности:

$$P = \sum P(G/S_i)P(S_i) \quad (5.2)$$

где $P(G/S_i)$ - условная вероятность опасности G , т.е. вероятность, проявляющаяся при условии совершения некоторого события S_i , $P(S_i)$ - вероятность этого события.

Итак, риск, в отличие от опасности, нельзя рассматривать в отрыве от возможных последствий проявления данной опасности. **Риск - количественная мера опасности с учетом ее последствий.** Последствия проявления опасности всегда приносят ущерб, который может быть экономическим, социальным, экологическим и т.д. Следовательно, оценка риска должна быть связана с оценкой ущерба. Чем больше ожидаемый ущерб, тем значительнее риск. Кроме того, риск будет тем больше, чем больше вероятность проявления соответствующей опасности. Поэтому риск - R может быть определен как произведение вероятности опасности рассматриваемого события или процесса - P на магнитууду ожидаемого ущерба - Y :

$$R = P Y. \quad (5.3)$$

Таким образом, понятие "риск" объединяет два понятия - "вероятность опасности" и "ущерб".

5.1.3. Разновидности риска

В современной научной литературе рассматривается несколько разновидностей риска, каждая из которых имеет свои особенности. Имеются пять таких разновидностей [2]:

1. риски, угрожающие безопасности (safety risks);
2. риски, угрожающие здоровью (health risks);

3. риски, угрожающие состоянию среды обитания (environmental risks);

4. риски, угрожающие общественному благосостоянию (public welfare/goodwill risks);

5. финансовые риски (financial risks).

1) Риски, угрожающие безопасности, обычно характеризуются малыми вероятностями, но тяжелыми последствиями; они проявляются быстро, к ним, в частности, могут быть отнесены несчастные случаи на производстве.

2) Риски, угрожающие здоровью, напротив, обладают довольно высокой вероятностью и часто не имеют тяжелых последствий, многие из них проявляются с определенной задержкой.

3) Под рисками угрозы состоянию среды обитания понимают бесчисленное количество эффектов, мириады взаимодействий между популяциями, сообществами, экосистемами на микро- и макроуровнях, при наличии весьма существенных неопределенностей как в самих эффектах, так и в их причинах.

4) Риски, угрожающие общественному благосостоянию, обусловлены тем, как общество воспринимает и оценивает деятельность данного объекта (промышленного, сельскохозяйственного, военного и т.д.), в какой степени эта деятельность связана с рациональным использованием природных ресурсов, как она отражается на состоянии окружающей среды; негативное восприятие деятельности рассматриваемого объекта проявляется быстро и оказывается устойчивым.

5) Финансовые риски связаны с возможными потерями собственности или доходов, неполучением страховой премии или прибыли от инвестиций (включая инвестиции в природоохранные мероприятия).

По-видимому, распределение рисков по перечисленным разновидностям является условным. Очень часто риски, сопряженные с угрозой состоянию среды обитания, одновременно являются рисками для жизни и здоровью людей.

К настоящему времени сформировались шесть типов анализа риска [4], они обладают следующими особенностями.

1) **Анализ химического риска** охватывает риски, вызываемые неканцерогенными химическими веществами. Характерная черта химических рисков состоит в том, что они проявляются лишь в тех случаях, когда доза токсиканта превзойдет определенную величину, называемой пороговой. Цель этого анализа - найти значения предельно допустимых концентраций токсических веществ в воде, воздухе и почвах, для чего служат эксперименты, проводимые на животных.

2) **Анализ канцерогенного риска** рассматривается отдельно от других типов в силу важности и необходимости частого использования. Развитие злокачественных образований (раковых опухолей) может быть

вызвано химическими веществами (канцерогенами) или ионизирующими излучениями. Канцерогенное действие ионизирующих излучений считается беспороговым. Анализ канцерогенных рисков основан на использовании вероятностно-статистических представлений.

3) **Эпидемиологический анализ риска** призван установить корреляции (статистические зависимости) и причинные связи между свойствами источников риска и количеством индуцированных (**стимулированных**) заболеваний. Этот тип анализа выполняется, как правило, при исследовании профзаболеваний людей, но из-за нехватки данных допускает **экстраполяцию** результатов, получаемых в процессе опытов с животными.

4) **Вероятностный анализ риска** предназначен для того, чтобы обеспечить безопасность сложных и потенциально опасных технологических процессов. Был исторически первым типом анализа риска, после проведенных в США сложных расчетов вероятностей всевозможных аварий на реакторах атомных электростанций. Важная особенность этого типа анализа заключается в использовании так называемого **метода деревьев**, учитывающего все возможные отказы оборудования, технологических узлов и крупных блоков, причем каждый отказ характеризуется собственной вероятностью. Это позволяет не только рассчитать вероятности сложных событий, но и оценить их конкретные последствия (например, выброс в атмосферу определенного токсиканта или радионуклида).

5) **Апостериорный анализ риска**, в сферу которого входят как природные катастрофы (землетрясения, наводнения, оползни и т.д.), так и сопряженная с опасностью деятельность людей (аварии на транспорте, острые отравления пестицидами, заболевания раком в результате курения и т.п.). Термин «апостериорный» означает, что данный тип анализа использует результаты статистической обработки проявлений опасных событий и процессов в прошлом.

6) **Качественный анализ риска** приходится использовать в тех случаях, когда количественное рассмотрение опасного события или процесса оказывается практически невозможным. Например, очень трудно оценить количественным образом риски, обусловленные кислотными дождями или глобальным изменением климата.

Все перечисленные виды анализа риска имеют непосредственное отношение к **экологическому риску**, под которым следует понимать совокупность рисков, угрожающих здоровью и жизни людей, и рисков угрозы состоянию среды обитания.

5.1.4. Особенности экологического риска

Агентство по защите окружающей среды США рассматривает экологические риски (ecological risks) отдельно от рисков, угрожающих

здоровью людей (health risks). По мнению экспертов Агентства, в начале 1990-х гг. самыми серьезными экологическими рисками были следующие:

- глобальное изменение климата;
- обеднение озонового слоя в стратосфере;
- изменение компонентов среды обитания;
- гибель популяций и потери в биологическом разнообразии.

Те же эксперты указали в качестве наиболее серьезных перечисленные ниже риски угрозы здоровью людей:

- загрязнение атмосферного воздуха (газами, аэрозолями);
- накопление радиоактивного газа радона в помещениях;
- загрязнение воздуха в помещениях;
- загрязнение питьевой воды;
- присутствие химических загрязнителей (токсикантов) на рабочих

местах;

- загрязнение почв и вод пестицидами;
- обеднение озонового слоя в стратосфере.

Сопоставление этих перечней показывает, что разделение рисков на экологические и риски угрозы здоровью является условным и неоднозначным. Видно, что при этом обеднение озонового слоя приходится включать в оба списка. Распространение пестицидов приняло такие масштабы (их следы обнаружены даже в тканях, обитающих в Антарктиде пингвинов), что вызываемый пестицидами риск следует считать не только риском угрозы здоровью, но и экологическим. То же можно сказать и о загрязнении воздуха и воды, которое наблюдается повсеместно.

При проведении социологических опросов, направленных на выявление приоритетов в обеспокоенности людей состоянием среды обитания, экологические риски не отделяют от рисков, угрожающих здоровью. Ниже в виде ранжированного по значимости позиций списка приводятся результаты такого опроса, выполненного в 1990 г. в США (перечислены первые 20 рисков из более длинного перечня; в скобках указан процент опрошенных, классифицировавших соответствующий экологический риск, как «очень серьезный»).

1. Действующие полигоны захоронения опасных отходов (67 %).
2. Недействующие (старые) полигоны захоронения опасных отходов (65 %).
3. Загрязнение воды стоками промышленных предприятий (63 %).
4. Химические токсиканты на рабочих местах (63 %).
5. Разливы нефти и нефтепродуктов (60 %).
6. Разрушение озонового слоя (60 %).
7. Аварии на атомных электростанциях (60 %).
8. Аварии в промышленности, приводящие к выбросам загрязнителей (58 %).

9. Излучение от радиоактивных отходов (58 %).
10. Загрязнение воздуха промышленными предприятиями (56 %).
11. Утечки из подземных хранилищ нефтепродуктов (55 %).
12. Загрязнение прибрежных вод (54 %).
13. Твердые отходы и мусор (53 %).
14. Риск от пестицидов для фермеров (52 %).
15. Загрязнение воды стоками сельскохозяйственных предприятий (51 %).
16. Загрязнение воды очистными сооружениями (50 %).
17. Загрязнение воздуха транспортными средствами (50 %).
18. Остаточные пестициды в пищевых продуктах (49 %).
19. Парниковый эффект (48 %).
20. Загрязнение питьевой воды (46 %).

Сравнение этого перечня, с приведенными выше мнениями экспертов показывает, что простые люди и специалисты по-разному оценивают важность того или иного экологического риска. Так, опрос общественного мнения не выявил повышенной обеспокоенности ни глобальным изменением климата, ни воздействием радиоактивного газа (радона), ни сокращением биологического разнообразия. Эксперты и неспециалисты расходятся в оценках серьезности риска, вызываемого постоянно возрастающим количеством полигонов захоронения опасных отходов. Подобные различия отчасти, обусловлены различием в информированности экспертов и обывателей, однако специальные исследования выявили и ряд иных причин.

В 1994 г. несколько международных организаций - Программа ООН по окружающей среде (UNEP), Организация объединенных наций по промышленному развитию (UNIDO), Международное агентство по атомной энергии (IAEA) и Всемирная организация здравоохранения (WHO) - разработали рекомендации по оценке и **управлению** рисками, связанными с угрозами здоровью людей и состоянию среды обитания в результате действия энергетических и промышленных комплексов. В состав этих рекомендаций входят основные признаки экологических рисков, связанных с угрозами здоровью и жизни людей и состоянию среды обитания, они перечислены в табл. 5.1.

Таблица показывает, что экологические риски, связанные с угрозой здоровью и жизни людей, с одной стороны, и с угрозой состоянию среды обитания, с другой, характеризуются как одинаковыми, так и различными признаками. И те, и другие риски могут происходить от источников непрерывного или разового действия.

К источникам непрерывного действия относятся вредные выбросы от стационарных установок, а также от транспортных систем. К ним же следует отнести результаты использования в сельском хозяйстве удобре-

ний, инсектицидов и гербицидов. Непрерывными поставщиками загрязнителей в среду обитания являются места сосредоточения промышленных и бытовых отходов (отвалы пород вблизи угольных шахт, хвостохранилища горно-металлургических предприятий, городские свалки и т.п.).

Таблица 5.1. Основные признаки экологических рисков, связанных с угрозой здоровью людей и состоянию среды обитания

Категории	Для людей	Для среды обитания
Характер действия источника риска	Непрерывный Разовый (аварийный)	Непрерывный Разовый (аварийный)
Контингент (группы) риска	Население данной местности Персонал предприятия	
Продолжительность действия	Кратковременное Средней длительности Длительное	Кратковременное Средней длительности Длительное
Последствия	По степени тяжести: фатальные (риск смерти), нефатальные (риск травмы болезни и т.п.) По времени проявления: немедленные отдаленные	По распространению: локальные региональные глобальные По продолжительности: кратковременные средней длительности длительные

Разовыми источниками являются аварийные выбросы вредных веществ в результате взрывов или других аварийных ситуаций на промышленных объектах, а также серьезные дорожно-транспортные происшествия при перевозке ядовитых веществ. Причинами разовых выбросов могут быть, разумеется, и природные катастрофы (землетрясения и оползни, бури и ураганы, наводнения и вулканические извержения).

Вне зависимости от характера действия источника опасности, результатом ее проявления выступает ущерб, который наносится и людям и окружающей среде. Это требует одновременного рассмотрения обоих видов экологического риска. Вместе с тем, во многих случаях экологические риски, связанные с угрозой здоровью и жизни людей необходимо рассматривать отдельно от рисков, обусловленные угрозой состоянию среды обитания.

По данным американского Общества экологической токсикологии и химии окружающей среды SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) в период с 1980 по 1993 г. основной вклад в техногенную нагрузку на среду обитания вносили тяжелые металлы (к которым обычно

относят также мышьяк, хотя он является неметаллом) органические токсиканты (прежде всего полициклические ароматические углеводороды типа бензопирена) и пестициды. Об относительной роли каждой группы источников экологической опасности и риска в создании этой нагрузки можно судить по данным табл. 5.2 [2]. Если учесть распределение перечисленных источников экологической опасности и риска по различным компонентам окружающей среды, то окажется, что основную техногенную нагрузку берут на себя поверхностные воды, осадки и почвы. Это следует из данных табл. 5.3, которая также представляет результаты обобщений, выполненных в работе [2].

Таблица 5.2. Распределение источников экологической опасности и риска по их вкладу в техногенную нагрузку на среду обитания (по данным SETAC)

Источники экологической опасности и риска	Отн. доля, %
1. Тяжелые металлы (Hg, Cd, Se, Ni, As и др.)	28
2. Органические токсиканты (полициклические ароматические углеводороды и др.)	27
3. Смешанные отходы (неорганические и органические)	20
4. Пестициды	15
5. Радионуклиды (Cs-137 и др.)	6
6. Газы (диоксид серы, оксид азота, озон и др.)	3
7. Микроорганизмы, созданные генной инженерией	1

Таблица 5.3. Распределение техногенной нагрузки по компонентам среды обитания (по данным SETAC)

Компонент среды обитания	Отн. доля, %
Поверхностные воды	53
Осадки	32
Почвы	12
Горные породы (литосфера)	9
Грунтовые воды	7
Воздух	3

Так как, основными загрязнителями являются металлы, органические вещества и пестициды, то ясно, почему большая их часть поступает в поверхностные воды. Пути и механизмы переноса этих веществ почти всегда идут через воду - как непосредственно (поверхностным смывом, осаждением и т.д.), так и посредством различных процессов, переводящих их в поверхностные воды (при выпадении атмосферных осадков, эрозии почвы, переносе ветром).

5.2. "Общество риска" и особенности принятия рискованных решений

5.2.1. Социологическая теория "общества риска"

Сравнительно недавно, в середине 1980-х гг. появилась новая социологическая теория современного общества, автором которой является немецкий ученый Ульрих Бек. Согласно этой теории, в последней трети XX века человечество вступило в новую фазу своего развития, которую следует называть **обществом риска** [1]. Общество риска - это постиндустриальная формация, от индустриального общества оно отличается рядом коренных особенностей. Главное отличие состоит в том, что если для индустриального общества характерно распределение благ, то для общества риска - **распределение опасностей и обусловленных ими рисков**.

Эволюция индустриального общества сопровождалась появлением все новых и новых факторов, улучшающих жизнь людей (рост урожайности сельскохозяйственных культур, автоматизация производственных процессов, развитие транспорта и связи, прогресс в медицине и фармакологии и т.д.). Иначе говоря, возникало и распределялось между членами общества то, что приносило, в целом, хорошее. В обществе риска складывается иная ситуация: по мере его развития появляется все больше плохого, и это плохое распределяется между людьми. Сокращение биологического разнообразия, загрязнение воздуха и воды химикатами, постоянный рост числа, поступающих в среду обитания токсикантов, истощение озонового слоя, тенденция к изменению климата - все это привело и продолжает приводить к созданию разнообразных опасностей и рисков. Таким образом, в индустриальном обществе производились и распределялись, главным образом положительные достижения, а в обществе риска, которое «врастает» в индустриальное, накапливаются и распределяются между членами негативные следствия развития последнего.

Конечно, и ранее в индустриальном обществе имели место опасные события и процессы. Однако опасности, проявляющиеся в обществе риска, принципиально отличаются от прежних тем, что они не имеют границ ни в пространстве, ни во времени. Для этих опасностей не существует государственных границ - можно привести немало примеров экологического риска, причины которого находятся в одних странах, а места проявления - в других. Так, в Канаде весьма существенно влияние промышленных выбросов предприятий США, а в странах Скандинавии - Германии. В этом смысле человечество приближается к общемировому обществу риска.

Отсутствие границ во времени означает, что экологический риск распространяется на будущие поколения людей. Сейчас при захоронении

ядовитых отходов часто никто не знает, каковы последствия воздействия на людей и на биосферу вообще того или иного токсиканта, эти проблемы придется решать в будущем. Еще больше неопределенностей в случае захоронения радиоактивных отходов - среди них есть целый ряд долгоживущих радионуклидов, распад которых будет длиться не одну тысячу лет. Согласно концепции Бека, для того, чтобы появилось общество риска, необходимы два объективных условия. Во-первых, оно возникает, прежде всего, там, где материальные потребности людей могут быть в значительной степени удовлетворены (создано «общество потребления»), как в результате научно-технического прогресса, так и вследствие принятия мер социальной защиты. Во-вторых, темпы и степень развития производительных сил должны быть такими, что наработка и активизация побочных, существенно отрицательных явлений и процессов приобретает невиданные до того масштабы. Для индустриального (классового) общества характерно главное противоречие - между трудом и капиталом, оно выражается в неравном распределении благ. Социальные институты капиталистического общества пытаются обосновать и узаконить это неравенство. Обществу риска приходится решать иные проблемы:

- как предотвратить, ограничить или свести к минимуму опасности и риски, которые все в большей степени сопровождают постиндустриальное развитие?

- где, когда и как проявятся пока еще скрытые (латентные) негативные эффекты? (предсказание будущих рисков – **футурологический** аспект теории рисков)

- каким образом вести управление рисками с целью такого их распределения, при котором, с одной стороны, не тормозился бы научно-технический прогресс, а с другой - соблюдались бы требования (экологические, медицинские, психологические и социальные) приемлемости рисков?

Ульрих Бек подчеркивает, что в новых условиях изменился смысл самого понятия «риск». Риск играл большую роль на протяжении всей истории человечества. Риск подвергался любой, кто начинал новую для людей деятельность, особенно если вспомнить, к примеру, первооткрывателей, не известных ранее стран или целых континентов. Но эти риски, во-первых, были добровольными, и во-вторых, индивидуальными (персональными). Так, Колумб знал, что рискует собственной жизнью и жизнями своих спутников, но он считал это допустимым риском, и в его власти было принимать рискованные решения. В новых условиях нависшие над природой и человечеством опасности лишают риски индивидуального характера, экологические риски становятся глобальными. Кроме того, экологические риски все труднее понять и осознать - сущность их действия заключена в загадочных для простого человека химических (токсины) или

физических (электромагнитные поля) формулах. Еще одна важная особенность экологических рисков обусловлена количеством новых технологий. Действительно, вводимых посредством их в биосферу веществ так много, что это делает практически невозможной оценку всех вызываемых последствий.

Подобно классовому обществу, общество риска поляризовано, но это поляризация "наоборот". В классовом обществе богатства и блага сосредоточены на вершине социальной пирамиды, а в обществе риска – риски, внизу, в ее основе. Можно сказать, что бедность, как бы притягивает к себе риск. Это касается и экологических рисков - компаний и фирмы развитых стран выносят вредное производство в бедные страны Азии, Африки и Южной Америки. Казалось бы, богатые классы могут "откупиться" от экологического риска. Однако в обществе риска действует так называемый "эффект бумеранга". Для экологических катастроф не существует ни государственных границ, ни классовых различий. Радиоактивные осадки в результате испытаний ядерного оружия или аварий на АЭС, кислотные дожди, изменения климата в равной степени действуют как на богатых, так и на бедных. Что же касается "экспорта вредных производств", то "эффект бумеранга" проявляется и здесь. Выращенные в бедных странах культуры - кофе, какао, фрукты - все в большей степени оказываются загрязненными (как пестицидами, так и токсикантами, выброшенными из труб химических заводов). Ясно, что ввоз таких продуктов в страны Запада сопровождается увеличением риска для их населения. Таким образом, рано или поздно риску подвергаются и те, кто вначале извлекал пользу из развития опасных технологий. Наихудший сценарий будущего человечества, как известно, включает в себя ракетно-ядерную войну, в которой не будет победителей. Пессимистические варианты эволюции общества риска в определенной мере схожи с этим сценарием, так как после глобальных экологических катастроф на Земле не останется ни "экологических преступников", ни их жертв.

Как и любая общественная формация, общество риска характеризуется собственными противоречиями и социальными конфликтами. Сейчас трудно сказать, по какому пути пойдет его эволюция. В отличие от индустриального общества, где настоящее во многом определяется прошлым, про общество риска можно сказать, что его настоящее зависит от будущего. Это означает, что требуют учета и рассмотрения все опасные последствия современных технологий и обусловленных ими рисков. Ульрих Бек полагает, что должна принципиально измениться мотивация поведения людей, живущих в обществе риска. На заре развития классового (индустриального) общества его движущую силу можно было выразить одной фразой: «Я голоден!». Экологические опасности наших дней позволяют перефразировать ее иначе: «Я боюсь!». Для классового общества

характерна мечта: "каждый может и должен получить свою "долю пирога", в обществе риска эта мечта (которая может стать утопической) формулируется иначе: "каждый должен быть спасен от отравления". В индустриальном обществе трудящиеся добились перераспределения материальных и социальных благ в результате солидарных действий, направленных на удовлетворение их потребностей. В обществе риска на смену солидарности потребностей должна прийти солидарность тревоги, которая может стать важной политической силой. На это указывает, в частности, успех партий "зеленых" в странах Западной Европы и антиядерного движения в США.

В данном обзоре литературы нами рассмотрена в целом проблема экологических и прочих рисков сопровождающих человечество на данном постиндустриальном этапе развития. Далее обратимся к основным теоретически положениям теории экологических рисков.

5.2.2. Основные теоретические сведения

Понятие риска является многоплановым, поэтому в научной литературе используются различные производные этого понятия в зависимости от области применения, стадии анализа опасности.

Излагаемая ниже классификация рисков не претендует на полноту и строгость и приведена для того, чтобы сосредоточить в дальнейшем внимание на подходах и методах оценки рисков, связанных с оценкой опасности, управлением безопасностью технических систем и объектов.

Начальную классификацию рисков можно провести в зависимости от основной причины возникновения рисков:

природные риски - риски, связанные с проявлением стихийных сил природы: землетрясениями, наводнениями, подтоплениями, бурями и т.п.;

техногенные риски - риски, связанные с опасностями, исходящими от технических объектов;

экологические риски - риски, связанные с загрязнением окружающей среды;

коммерческие риски - риски, связанные с опасностью потерь в результате финансово-хозяйственной деятельности.

С точки зрения применения понятия риска при его анализе и управлении техногенной безопасностью важными категориями являются:

индивидуальный риск - риск, которому подвергается индивидуум в результате воздействия исследуемых факторов опасности;

потенциальный территориальный риск - пространственное распределение частоты реализации негативного воздействия определенного уровня;

социальный риск - зависимость частоты событий, в которых пострадало на том или ином уровне число людей больше определенного, от этого большого числа людей;

коллективный риск - ожидаемое число смертельно травмированных в результате возможных аварий за определенный период времени;

приемлемый риск – уровень риска, с которым общество в целом готово мириться ради получения определенных благ или выгод в результате своей деятельности.

Классификации рисков в других областях, и соответственно категории для их описания, например в страховой деятельности, могут, естественно, отличаться от классификации, приведенной выше.

В первую очередь, риск – это опасность будущего ущерба или опасность возникновения неблагоприятных последствий рассматриваемого события. Иначе под риском подразумевают возможность или вероятность неблагоприятного события или процесса.

$P = n / N$ - статистическое определение риска,

где n - число пострадавших из N - числа попавших под риск.

$R = P \cdot Y$,

где P - вероятность аварии, Y - стоимость ущерба.

Одной из наиболее часто употребляемых характеристик опасности является *индивидуальный риск* – вероятность (или частота) поражения отдельного индивидуума в результате воздействия исследуемых факторов опасности при реализации неблагоприятного случайного события.

Например, для целей радиационной безопасности при облучении в течение года индивидуальный риск RI сокращения длительности периода полноценной жизни в результате возникновения тяжелых последствий от детерминированных эффектов консервативно принимается равным:

$$RI = P_i \{D > D\},$$

где $P_i \{D > D\}$ – вероятность для i -го индивидуума быть облученным дозой $D > D$ при обращении с источником излучения в течение года;

D – пороговая доза для детерминированного эффекта.

В общем случае индивидуальный риск, на рассматриваемой территории от некоторой опасности или угрозы, характеризуется вероятностью смерти произвольного лица из населения за интервал времени, равный 1 году. Риск определяется статистическим либо вероятностным (с помощью математических моделей) методом. Так, если имеется достаточная статистика:

$$RI = \frac{n}{N}, \quad (5.4)$$

где n - число смертей в год по рассматриваемой причине;

N - численность населения на рассматриваемой территории в оцениваемом году.

Этот вид риска рассматривается в качестве первичного и основного понятия, во-первых, в связи с приоритетом человеческой жизни, как

высшей ценности и, во-вторых, в связи с тем, что именно индивидуальный риск может быть оценен по большим выборкам с достаточной степенью достоверности, что позволяет определять другие важные категории риска, (например, потенциальный территориальный) при анализе техногенных опасностей, и осуществлять установление приемлемого и неприемлемого уровней риска.

Обычно индивидуальный риск измеряется вероятностью гибели, в исчислении на одного человека в год. В случае, если оценивается риск для какой-либо группы людей определенной профессии или специального рода деятельности, связанных с повышенной опасностью, целесообразно их риск относить к одному часу работы или одному технологическому циклу.

Аналогично могут быть определены индивидуальные риски увечий, заболеваний, потери трудоспособности и т.п. Если говорится, что индивидуальный риск для пассажиров гражданской авиации составляет 10^{-4} /год, то в статистическом плане это означает, что следует ожидать один смертельный исход в результате несчастного случая, связанного с отказом на самолете, на 10 тыс. пассажиров в год.

На основании того, что индивидуальный риск характеризуется одним числовым значением и является универсальной характеристикой опасности для человека, на практике имеют место многочисленные попытки нормирования уровня приемлемого индивидуального риска. Однако опыты анализов риска различных производств показывают, что оценки индивидуального риска имеют существенный разброс, что связано с неопределенностью исходных данных (место расположения, профессия, состояние обученности и защищенности и т.д.). Поэтому уровень приемлемого индивидуального риска нормативно или законодательно закреплён лишь в некоторых странах (например, в Голландии - 10^{-6} /год; в России, согласно некоторым нормативным документам, - от 10^{-4} до 10^{-6} /год) [1,2].

Количественной интегральной мерой опасности является *коллективный риск*, определяющий масштаб ожидаемых последствий для людей от потенциальных аварий или других негативных воздействий:

$$RN = RI \cdot N, \quad (5.5)$$

где N - общее число людей, подвергающихся потенциальному негативному воздействию.

Фактически коллективный риск определяет ожидаемое число смертельных исходов в результате аварий на рассматриваемой территории за определенный период времени. Наиболее удобно пользоваться этим понятием для сравнения различных территорий хозяйственной деятельности, однако для разработки мер безопасности, применение коллективного риска неэффективно, так как основной ущерб от несчастных случаев, как результатов неблагоприятных событий зачастую не рассматривается.

Индивидуальный и коллективный риски могут быть переведены в сферу экономических и финансовых категорий, если установить стоимость человеческой жизни и использовать математическое определение риска (5.4). Такой подход широко обсуждается, вызывая возражения определенного круга ученых, которые считают человеческую жизнь бесценной и все финансовые дискуссии на этой почве недопустимыми. Однако на практике неизбежно возникает необходимость стоимостной оценки человеческой жизни именно с целью обеспечения безопасности людей. В большинстве промышленно развитых стран этот вопрос решается путем страхования индивидуальных рисков, в том числе смертельных.

5.3. Теоретические сведения о прогнозе радиационного риска для человека[2]

Риск от внешнего облучения можно оценить умножив мощность дозы P (мкЗв/час) внешнего облучения на время T (час). То есть эффективная доза равна:

$$H = P T \quad (5.6)$$

В году примерно 8760 часов.

Расчет дозы и риска, связанной с внутренним облучением при поступлении радиоактивности с воздухом и/или с пищей и водой, учитывает активность радионуклида.

Пусть a - удельная активность некоторого рассматриваемого радионуклида в воздухе, воде или пище, то полная активность этого радионуклида попавшего в организм человека за время t (количество лет) будет равно:

$$A = a \cdot M \cdot t \text{ (Бк)}, \quad (5.7)$$

где M – масса воздуха, воды и/или пищи поступившая в организм человека за год.

Вызванная этой активностью эффективная доза внутреннего облучения (H) составит:

$$H = A \cdot E \text{ (Зв)}, \quad (5.8)$$

где E – дозовый коэффициент данного радионуклида.

Дозовые коэффициенты или дозовые цены представлены в таблице 5.4 (МАГАТЭ).

После вычисления величины дозы внутреннего облучения H можно рассчитать значение индивидуального радиационного риска - r по формуле:

$$r = H r_E \quad (5.9)$$

где - r_E коэффициент индивидуального радиационного риска.

Этот коэффициент характеризует сокращение длительности периода полноценной жизни в среднем на $\beta = 15$ лет на один стохастический случай смертельного заболевания.

Таблица 5.4. Дозовые коэффициенты или дозовые цены разных радионуклидов

Радионуклиды	Период полураспада (годы)	Поступление с воздухом (Зв/Бк)	Поступление с водой и пищей (Зв/Бк)
Тритий ^3H	12,3	$2,7 \cdot 10^{-10}$	$4,8 \cdot 10^{-11}$
Углерод ^{14}C	5730,0	$2,5 \cdot 10^{-9}$	$1,6 \cdot 10^{-9}$
Калий ^{40}K	$1,28 \cdot 10^9$	$1,7 \cdot 10^{-8}$	$4,2 \cdot 10^{-8}$
Кобальт ^{60}Co	5,27	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$2,7 \cdot 10^{-8}$
Стронций ^{90}Sr	29,1	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$8,0 \cdot 10^{-8}$
Цезий ^{137}Cs	30,0	$4,6 \cdot 10^{-9}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$
Радий ^{226}Ra	1600,0	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$
Уран ^{238}U	$4,47 \cdot 10^9$	$7,4 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$
Торий ^{232}Th	$1,4 \cdot 10^{10}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$
Плутоний ^{239}Pu	$2,41 \cdot 10^4$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$
Америций ^{241}Am	432,0	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-7}$

Приняты такие значения:

- $\Gamma_E = 5,6 \cdot 10^{-2} \text{ чел}^{-1} \text{ Зв}^{-1}$ - для производственного облучения (для персонала);

- $\Gamma_E = 7,3 \cdot 10^{-2} \text{ чел}^{-1} \text{ Зв}^{-1}$ - для населения.

Индивидуальный риск пренебрежим, если r не превосходит $10^{-6} \text{ чел}^{-1} \text{ год}^{-1}$.

Верхняя граница допустимого индивидуального радиационного риска = $5 \cdot 10^{-5} \text{ чел}^{-1} \text{ год}^{-1}$. Значения r превышающие этот уровень, следует считать недопустимыми.

Для расчета коллективного риска нужно сначала определить коллективную дозу облучения:

$$K = N \cdot H \text{ (чел. Зв)} \quad (5.10)$$

Коллективный радиационный риск равен:

$$R = r_E \cdot K \quad (5.11)$$

Он показывает количество случаев проявления стохастических (соматических – канцерогенных) и генетических (наследственных) серьезных, как правило, смертельных заболеваний (подробнее см. приложение 2).

(Нами была издана специальная подробная методика по оценке и расчету экологических рисков, которая представлена в данной книге в виде приложения 2).

5.4. Теория радиоемкости и надежности при оценке экологических рисков в экосистемах

Теоретическая экология и радиоэкология не имела выбора моделей и параметров, пригодных для оценок и расчетов радиоэкологических процессов и рисков в экосистемах разного типа. Кыштымская (Россия, 1968) и, особенно, Чернобыльская(1986) и авария на Фокусиме-1 (2011 г.) аварии, показали четкую необходимость развития теоретических исследований в этой области. Доминирующие исследования по мониторингу радионуклидных загрязнений в экосистемах, конечно, необходимы, но не достаточны, и без использования широкого перечня теоретических моделей трудно сделать заметные обобщения для продуктивного использования большого количества существующих данных по мониторингу. Поэтому возникает необходимость создания подходов для опережающей оценки состояния биоты экосистем при действии разных факторов влияния физической и химической природы. Эту роль может выполнить развиваемая нами теория и модели радиоемкости экосистем.

5.4.1. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии.

Представление о факторе радиоемкости, как уже упоминалось выше, предложенное Агре и Корогодиным в 1960 г. [5], положено нами в основу нашей новой радиоэкологической концепции. Через поведение параметра радиоемкости можно оценить состояние биоты экосистемы. Следует повторить, что радиоемкость определяется, как граничное количество радионуклидов, которое по своим дозовым влияниям еще не способно нарушить основные функции биоты: способность сохранить биомассу и кондиционировать среду существования. Построенные модели радиоемкости экосистем и предложенные параметры способны адекватно реагировать на влияние разных факторов (γ -облучение, тяжелые металлы и т.д.). По результатам проведенных опытов, предложенные параметры могут четко отображать влияние факторов на биоту и опережать по своим реакциям биологические ростовые показатели у растений. Установлено, что реакция параметров радиоемкости может служить в качестве «экологического градусника», который измеряет состояние и благополучие биоты, и быть мерой для эквидозиметрической оценки влияния радиационного и химического факторов [6].

Разработанные и построенные нами модели для оценки параметров радиоемкости разных типов экосистем (наземных, водных, лесных, горных, лугов и урбоэкосистем) можно использовать как универсальный подход к моделированию радиоемкости разного типа экосистем, описывать самые разнообразные экосистемы, и сравнивать их по этим показателям [6,7].

Нами разработаны модель и параметр для оценки синергизма действия комбинированных факторов. Показано, что в динамике роста биоты в экосистемах характер взаимодействия разных факторов изменяются от синергизма до антагонизма. Нами была показана ведущая роль процессов восстановления при действии на биоту радиационного и химического факторов [7].

После Чернобыльской аварии такой трассер, как ^{137}Cs , является неизбежным спутником в жизни биологических объектов практически всех экосистем Украины. Исследования показали, что распределение и перераспределение данного трассера в водных и наземных экосистемах, четко реагирует на все существенные внешние факторы влияния (климат) паводки, контрмеры и т.д.), а также на разные типы загрязнителей (тепловые сбросы, дозы облучения, химические поллютанты и т. п.). При этом было показано, что каждое существенное влияние на экосистему не может не отобразиться на распределении трассера и на параметрах радиоемкости по нему. Такой подход, который развивается в наших исследованиях, позволит использовать параметры радиоемкости для эквидозиметрической унифицированной оценки действия самых разных факторов на биоту экосистем. На этой основе нами предложен метод экологического нормирования для определения допустимых уровней влияния поллютантов на биоту экосистем. Фактор радиоемкости – определяет долю радионуклидов, которые удерживаются в биотических и абиотических компонентах экосистемы [8].

Основным методом исследования является создание моделей для оценки синергизма действия на биоту разных факторов физической и химической природы. Основные параметры для модели получены нами в экспериментальных исследованиях на водной культуре растений кукурузы и из полевых натурных наблюдений, которые используются для оценки параметров скоростей перехода поллютантов между камерами экосистемы.

5.4.2. Модель и параметр для оценки синергизма при действии комбинированных факторов на уровне экосистем

Нами разработаны два способа описания взаимодействия нескольких факторов:

- 1.. Показано, что в динамике роста биоты в экосистемах характер взаимодействия разных факторов изменяется от синергизма до антагонизма. Показана ведущая роль процессов восстановления при действии на биоту радиационного и химического факторов [9].

Нами проанализировано возможное влияние разных факторов (радиации – гамма- облучения и химического фактора – внесения соли тяжелого металла кадмия) на параметр радиоемкости упрощенной

экосистемы- водной культуры растений кукурузы. Речь идет об определении предложенной нами меры количественной оценки синергизма или антисинергизма действия разных факторов на биоту экосистемы.

Определим коэффициент синергизма как (5.12):

$$P = \frac{S_{Cd+обл}}{S_{Cd} \cdot S_{обл}} \cdot S_0, \quad (5.12)$$

где S_0 – отношение факторов радиоемкости биоты контрольного варианта (каждое из них определяется как отношение скоростей поглощения трассера к скорости его оттока в воду, в данном случае для контрольного варианта); $S_{Cd+обл}$ – именно это отношение при комбинированном влиянии радиации и токсичного металла; S_{Cd} и $S_{обл}$ – отношение факторов радиоемкости для независимых влияний каждого из факторов. Если $P = 1$, то понятно, что никакого синергизма в действии разных факторов на параметры радиоемкости нет. Если $P < 1$, то это может свидетельствовать о существенном вкладе синергизма, то есть усиления действия двух факторов в сравнении с действием отдельно каждого из этих факторов. Если же $P > 1$, то мы имеем дело с антисинергизмом (анатагонизмом), то есть с явлением, когда один фактор уменьшает негативное действие второго фактора, или наоборот.

Таким образом, нами разработана схема и введен параметр для оценки степени синергизма разных факторов через вышеупомянутый коэффициент – P . Как уже было показано выше, когда время наблюдения велико, то можно рассчитывать и оценивать фактор радиоемкости для биоты и для ОС таким образом.

Для оценки параметра взаимодействия разных факторов на уровне физиологических реакций (на уровне корней растений это относительная скорость роста корней) нами предложен другой параметр:

2. Согласно модели Петина[11], взаимодействие нескольких факторов (гамма-радиации и внесения тяжелых металлов) может быть рассчитано на каждом из уровней интеграции одинаковым образом:

$P = S_{\text{выживание}}(\Sigma \text{ при действии всех факторов}) / \Pi (S_1 S_2 S_3 \dots)$ (произведение выживания от каждого отдельного фактора) Именно для оценки параметра взаимодействия по данным относительной скорости роста корней (ОСР) кукурузы, будет рассчитываться нами по следующей формуле:

$P = \text{ОСР (полученных при воздействии суммы всех факторов гамма-облучения и внесения тяжелых металлов)} / \text{ОСР (после гамма-облучения)} \cdot \text{ОСР (после внесения кадмия)} \cdot \text{ОСР (после внесения цинка)} \cdot \text{ОСР (после внесения соли свинца)}.$

Проведем сравнение двух предложенных методов оценки взаимодействия по поведению трассера ^{137}Cs и по оценкам воздействия на

данные ОСР корней растений, по их влиянию на физиологические процессы роста растений.

А) Взаимодействие факторов, тестируемое по поведению трассеров опережает реакцию роста корней на 3-4 суток, как это было нами показано нами ранее [9].

Реакция трассера ^{137}Cs - это результат изменения соотношения поглощения и оттока - К (и трассера ^{137}Cs), то есть поступление питательных веществ (минеральных) в корни на фоне влияния гамма-облучения и внесения тяжелых металлов.

Б) Реакция ОСР корней отражает финальный системный ответ корня на эти действия. И именно эта реакция, по нашему мнению, отражает системный эффект синергизма (или антагонизма или аддитивности) в действии факторов на надежность (выживаемость) растений.

Это более реальный ЭКОГРАДУСНИК, чем оценка, по поведению трассера. Хотя и трассер хорош, как показатель первичного подавления биолты (или/и благополучия при однофакторных или комбинированных воздействиях (гамма-радиация + химические факторы - тяжелые металлы).

5.4.3. Моделирование надежности в иерархической системе от клетки до экосистем. Подсистемы с учетом возможного синергизма при комбинированном действии радиации и тяжелых металлов

1. На уровне клетки :

По модели В.Г.Петина $S = S_1 \cdot S_2$, где S_1 – выживаемость после облучения, а S_2 – выживаемость при воздействии (например) тяжелых металлов.

Естественно добавить сюда множитель $-P$ – которым можно задавать тип взаимодействия: если $P = 1$, то аддитивность факторов, если $P > 1$, то антагонизм, а если $P < 1$ то синергизм.

Вероятность выживания (надежность) может определяться следующим выражением :

$$S_1 = P_k = 1 - (1 - \exp(-vD\text{эфф}))^m \approx m \exp(-vD\text{эфф})$$

где v - эффективный объем мишени клетки, D - доза облучения. Здесь взаимодействие факторов – радиации и введения тяжелых металлов может проявлять себя через влияние на m и v а клеточном уровне.

Допустим, что кривая выживаемости при действии на клетку тяжелых металлов, которая имеет, как правило экспоненциальный одноударный беспороговый характер. Тогда

$S_2 = \exp(-bD)$, ясно, что b – размер мишени для атаки тяжелым металлом, а D - доза, с ростом которой выживаемость клетки убывает экспоненциально.

Тогда при совместном действии обеих факторов на клетку, с учетом взаимодействия, мы можем иметь следующую формулу:

$S_k = m \exp(-vD_{эфф}) \cdot \exp(-bD) \cdot P_1 = m P_1 \exp(-vD_{эфф} - bD)$. Тут значение $-P_1$ будет указывать на характер взаимодействия факторов на клеточном уровне.

Но ведь синергизм может иметь свое проявление и в судьбе отдельных субпопуляций клеток. Так радиация и тяжелые металлы могут влиять на эти субпопуляции, своеобразным способом.

2. Рассмотрим модель надежности выживаемости субпопуляции из k -клеток, которые выживают и размножаются независимо друг от друга по параллельному механизму (в соответствии с моделями теории надежности):

При действии только радиации:

$$S_1 \text{ sub} = 1 - (1 - m \exp(-vD))^k \approx k m \exp(-vD).$$

Для независимо размножающейся субпопуляции клеток, под действием только тяжелых металлов можно предложить следующую упрощенную формулу:

$$S_2 \text{ sub} = 1 - (1 - \exp(-bD))^k \approx k \exp(-bD). \text{ Тогда}$$

$$S \text{ sub} = S_1 \text{ sub} \cdot S_2 \text{ sub} \approx k m \exp(-vD) \cdot k \exp(-bD) =$$

$$k^2 m \exp(-vD) \cdot \exp(-bD) = k^2 m \exp(-vD - bD) P_2.$$

P_2 - показатель взаимодействия факторов для субпопуляции клеток

При больших дозах можно оценить экстраполяционное число большой цифрой - $k^2 m$. Дозовая кривая носит пороговый характер. То есть экстраполяционное число дозовой кривой вместо m будет равно $k m$. И так для субпопуляций клеток разного размера k_1 .

$$\text{Отношение } \ln(S_{\text{sub}} / S_k) = 2 \ln k (\ln P_2 - \ln P_1)$$

Видно, что характер взаимодействия факторов на уровне субпопуляции клеток, совсем иной, чем на уровне одиночных клеток. А как это различие оценить?

. Популяция клеток состоящая из ряда супопуляций клеток разного размера - k_i (прототип меристема яски) Субпопуляции зачатки функционируют независимо по параллельной схеме.

Тогда надежность такой популяции клеток (органа меристемы) можно описать следующим выражением:

$$P \text{ популяции} = 1 - (1 - k_1 m \exp(-vD)) ((1 - k_2 m \exp(-vD)) (1 - k_3 m \exp(-vD)) \dots (1 - k_n m \exp(-vD)))$$

При больших дозах это выражение можно упростить до

$$: k_1 k_2 k_3 \dots k_n m \exp(-vD).$$

4. Органный уровень: Если популяции образуют орган по параллельной схеме надежности то :

$$P \text{ органа} = 1 - (1 - \prod k_i m_i \exp(v_i D)) (1 - \prod g_i m_2 \exp(v_2 D)) \text{ и так далее.}$$

Если популяции образуют орган по последовательной схеме, то тогда произведение (прототип система кроветворения у животных)

Р органа - $(\prod_{k_1} m_1 \exp(v_1 D)) (\prod_{g_1} m_2 \exp(v_2 D))$ и так далее.

5 . Уровень организма : Если организм образует последовательная система органов (ряска = меристема и щиток) то:

Р организма = Р1орган Р2 орган и так далее.

Тут у отрабатывается принцип матрешки.

Р1 организм отдельных органов, состоящий из отдельных органов, то модель:

Р организма = $1 - (1 - \text{Р1 орган}) \cdot (1 - \text{Р2 орган})$ и так далее.

6 .Популяция организмов при их независимом размножении и существовании модель следующая:

Р популяция организмов = $1 - (1 - \text{Р организма})^R = R \cdot \text{Р организма}$

При больших дозах облучения.

7. Экосистема из нескольких видов (например, Лемна, Спиродела. Трясулька –рясковые в озере). То тогда модель будет:

Р экосистемы = $1 - (1 - \text{Р1организма})^R (1 - \text{Р2организма})^N (1 - \text{Р3 организма})^M$ и так далее.

Это если без конкуренции и трофических связей. Если при больших дозах облучение, то приближенно приближенно:

Рэкосистемы = $1 - (1 - R \cdot \text{Р1 организма}) (1 - N \cdot \text{Р2 организма}) (1 - M \cdot \text{Р3 организма})$.

Если виды образуют трофическую цепь то тогда просто произведение: Р экосистемы = Р1 организм · Р2 организм · Р3 организм и так далее.

Если в трофической цепи среди продуцентов, консументов и редуценты нет дублиров, то такая экосистема мало надежна. Но реально есть много дублирующих видов.

8. Биосфера.

Тут работает последовательно - параллельная система продуцентов консументов , и связанная с ними параллельно композиция редуцентов:

Р биосферы = Р продценты · Р консументы · Р редуценты

В этом случае будет снижена надежность биосферы. Но скорее всего, работает не последовательная а последовательно параллельная система, когда редуценты работают как с продуцентами, так и с консументами

Тогда Р биосферы = $\text{Р1 продуценты} \cdot (1 - (1 - \text{Р2 консументы})) \cdot (1 - \text{Р3 редуценты}) = \text{Р1} \cdot (1 - (1 - \text{Р2})) (1 - \text{Р3}) = \text{Р1} \cdot (1 - (1 - \text{Р2} - \text{Р3} + \text{Р2} \cdot \text{Р3})) = \text{Р1} \cdot (\text{Р2} + \text{Р3} - \text{Р2} \cdot \text{Р3})$.

(При оценках Р1 =1, Р2 =0,5 , Р3=0,5. Тогда надежность биосферы = 0,75. Вполне прилично).

9. Ноосфера.

Тут вмешивается человек, с сельским хозяйством, охотой технологиями и мусором. Мусор, с которым имеющиеся редуценты, плохо справляются. К сожалению, надежность биосферы тогда целиком зависит от «разумной» деятельности человека. Это не вызывает оптимизма.

5.4.4. Моделирование и теоретический анализ радиоемкости ландшафтов

Исследования указывают, что скорость переноса радионуклидов в ландшафте определяется, в основном, несколькими характеристиками исходного полигона и структуры его рельефа. Используя параметры, которые управляют перераспределением радионуклидов в ландшафте, нами были построены карты динамики загрязнения ландшафта ^{137}Cs , и карта перераспределения радионуклидов через 10, 20 и 30 лет после аварии (см. карты 1.9-1.11).

Метод использования аналитической ГИС технологии в современной радиоэкологии может быть плодотворно использован в общей экологии. Предложенные тут методы и методики радиоэкологических исследований на основе теории и моделей надежности и радиоемкости биоты экосистем, могут быть с успехом использованы при решении разных проблем современной экологии.

Это, прежде всего, проблема создания системы экологического нормирования вредных факторов через реакции той биоты, которая может получать наибольшее вредное влияние при внесении в экосистемы самых разных поллютантов.

На этой теоретической базе могут быть созданы эффективные методы оценок экологических рисков при влиянии на биоту физических, химических и других загрязнителей.

Использование радиоактивных трассеров (например, Cs-137), позволяет на основе теории и моделей надежности и радиоемкости экосистем исследовать фундаментальные характеристики биоты и устанавливать закономерности распределения и перераспределения поллютантов через поведение радиоактивных трассёров, которые были «щедро» разбросаны после Чернобыльской аварии на территории Украины, Беларуси и России (см. карты 1.9-1.11).

5.4.5. Исследование и оценка надежности и экологических рисков при транспорте радионуклидов в локальной агроэкосистеме

Полученные нами результаты по оценке распределения и перераспределения радионуклидов в агроэкосистеме (на примере с. Галузия, Волынская область) показали заметную динамику формирования дозовых нагрузок на людей. Для оценки и прогноза таких процессов нами предложено использовать модели и теорию надежности. Для этого агроэкосистема рассматривается как систематранспорта радионуклидов от почвы к человеку. Нами предложены количественные методы оценки надежности отдельных элементов агроэкосистемы и агроэкосистемы в

целом. Данный метод и модели позволили по-новому взглянуть на проблему экологической безопасности человека и рассмотреть проблемы применения защитных контрмер.

Исследования радиоэкологических процессов в агроэкосистемах особенно важны для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме использованного нами раньше метода камерных моделей, считаем необходимым разработать подходы к более общей оценке надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах модификации данных процессов.

Наша задача в этом разделе, применить эффективный анализ к агроэкосистеме, как системе транспорта радионуклидов от ОС к человеку, используя теорию и модели надежности. Реализация данной задачи позволит значительно расширить круг средств теоретической радиоэкологии и может существенно дополнить существующий метод камерных моделей.

Разработанные нами модели и теория радиоемкости экосистем позволит ввести адекватный параметр – фактор радиоемкости – для определения состояния биоты экосистемы [6].

Радиоемкость – лимит радионуклидного загрязнения биоты экосистемы, при котором не наблюдаются серьезные изменения ее функционирования. При превышении данного лимита могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоемкости определяется, как часть радионуклидного загрязнения, способного накапливаться в той или иной части (компоненте) экосистемы, без нарушения ее структуры. Экспериментальными и теоретическими исследованиями установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в ней. В частности, в исследованиях с растительными экосистемами нами показано, что способность биоты накапливать и удерживать радионуклидный трассер ^{137}Cs , аналог минерального элемента питания растений калия, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме при влиянии химических загрязнителей и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия биоты и надежности экосистемы.

Таким образом, можно утверждать, что параметр радиоемкости способен выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, а также экосистемы в целом. Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составляющих элементов экосистемы. Используя эти параметры надежности элементов экосистемы, и зная структуру конкретной экосистемы, мы имеем возможность адекватно оценивать надежность всей

экосистемы через ее способность обеспечивать распределение и перераспределение трассера, которое отображают ее устойчивое состояние [3].

Исходя из проведенных теоретических исследований, можно считать, что используя параметры скоростей обмена радионуклидов между камерами (a_{ij} и a_{ji}), можно оценивать надежность компонента экосистемы, как элемента системы транспорта радионуклидов по камерам по формуле (см. 5.12).

Таким образом, мы оцениваем надежность i -того элемента экосистемы по его способности удерживать радионуклиды, которые попадают в него. Далее, зная надежность схему - структуру обеспечения надежности транспорта радионуклидов от компонентов экосистемы к человеку, на основе модели надежности можно оценить надежность всей системы транспорта радионуклидов от экосистемы к людям.

5.4.6. Оценка надежности и экологических рисков в избранных экосистемах

5.4.6.1. Надежность и формирование экологических рисков в склоновой экосистеме

Блок-схема типовой склоновой экосистемы представлена на рис 5.1. В качестве прототипа выбран склон на р. Уж в 30-км зоне ЧАЭС (о котором мы уже говорили выше).

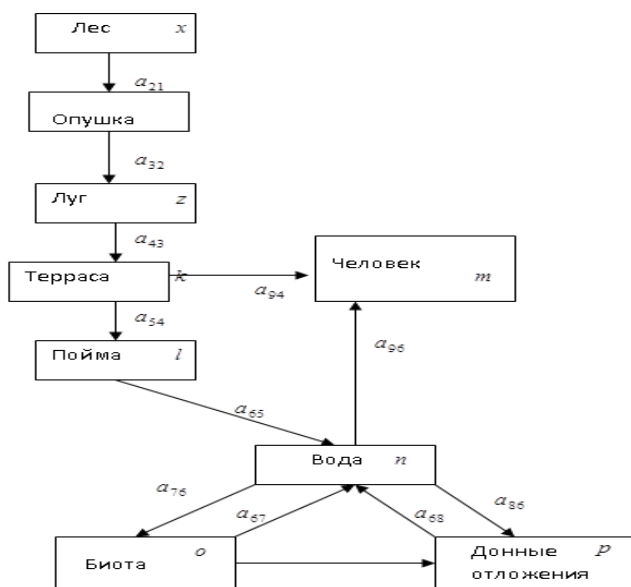


Рис. 5.1. Блок-схема избранной склоновой экосистемы.

На основе литературных и натурных данных, нами рассчитаны параметры скоростей переходов между камерами данного прототипа склоновой экосистемы (таблица 5.4.)

Таблица 5.4. Значения коэффициентов перехода радионуклидов из камеры в камеру.

a_{ij}	Минимальные	Средние	Максимальные
a_{21}	0.01	0.03	0.05
a_{32}	0.05	0.1	0.15
a_{43}	0.1	0.15	0.2
a_{54}	0.1	0.2	0.3
a_{65}	0.2	0.3	0.4
a_{67}	0.03	0.05	0.07
a_{68}	0.04	0.07	0.1
a_{76}	0.3	0.5	0.7
a_{86}	0.4	0.6	0.8
a_{87}	0.03	0.05	0.07
a_{94}	0.2	0.4	0.6
a_{96}	0.05	0.1	0.15

Данные параметров скоростей перехода между камерами склоновой экосистемы (включены в систему дифференциальных уравнений, описывающих данную склоновую экосистему) (5.13.)

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\ \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\ \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\ \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\ \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\ \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,05o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\ \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\ \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\ \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t). \end{array} \right. \quad (5.13)$$

Для расчетов использовали уравнения (5.13) со средними значениями скоростей перехода (см. таблица 5.4.).

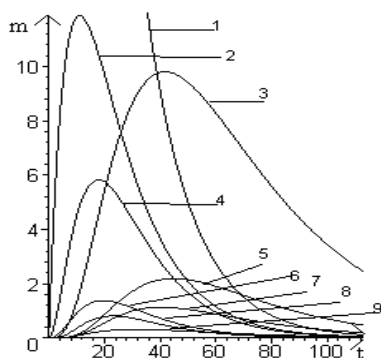


Рис. 5.2. Распределение радионуклидов для камер склоновой экосистемы: 1 – камера-лес, 2 – камера-опушка, 3 – камера-человека, 4 – камера-луг, 5 – камера-донные отложения, 6 – камера-терраса, 7 – камера-биота, 8 – камера-пойма, 9 – камера-вода.

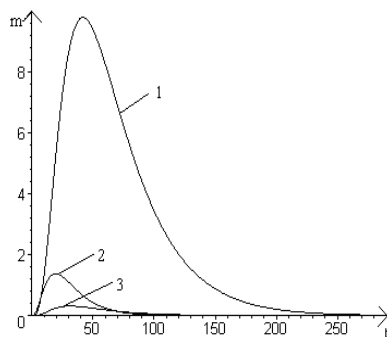


Рис. 5.3. Распределение радионуклидов для отдельных камер: 1 – камера-человек, 2 – камера-терраса, 3 – камера-вода (процент от запаса)

По данным расчетов по камерной модели нами проведены оценки пиковых (максимальных) содержаний радионуклидов в разных камерах и время (в годах), когда достигаются эти пиковые значения (таблица 5.6.). Данные этой таблицы показывают, что наибольшая доля (22 %) радионуклидов попадает к человеку, но через долгое время (80 лет). Этот результат показывает насколько эффективно и долго склоновая экосистема удерживает радионуклиды и тормозит их поступление к людям. В таблице 5.7. приведены данные расчетов индивидуальных и коллективных доз для людей, при разных скоростях движения радионуклидов по склону. Очевидно, что наибольших доз следует ожидать при максимальных скоростях периодов между камерами и высоких содержаний радионуклидов в начале склона, в лесу.

Нами был проведен расчёт надежности транспорта радионуклидов по склоновой экосистеме без контрмер (таблица 5.9.) и с контрмерами (5.10.).

Таблица 5.6. Накопление радионуклидов в камерах.

Камеры	Максимальная активность радионуклидов (%)	Время (годы)
Опушка	12	12
Луг	6	20
Терраса	1.4	20
Пойма	0.82	24
Вода	0.32	30
Биота	1.16	44
Донныеотложения	2.3	48
Человек	22	80

Таблица 5.7. Прогноз распределения коллективной и индивидуальной дозы для населения в количестве 500 человек при разных случаях загрязнения (склоновые экосистемы)

	Минимальная скорость переходов.			
Активность радионуклида, K_i	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$8,14 \cdot 10^1$	$4,07 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$3,256 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, $Зв$	0,01628	0,814	1,628	6,512
	Средняя скорость переходов.			
Активность радионуклида, K_i	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$1,628 \cdot 10^2$	$8,14 \cdot 10^2$	$1,628 \cdot 10^3$	$6,512 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, $Зв$	0,3256	1,628	3,256	13,024
	Максимальная скорость переходов.			
Активность радионуклида, K_i	1	5	10	40
Коллективная доза, Чел/Зв	$2,442 \cdot 10^2$	$1,221 \cdot 10^3$	$2,442 \cdot 10^3$	$9,768 \cdot 10^3$
Индивидуальная доза, $Зв$	0,4884	2,442	4,884	19,536

Таблица 5.8. Прогноз надежности и экологических рисков в типовой склоновой экосистеме при разных уровнях радионуклидного загрязнения (^{137}Cs) верхней части экосистемы (лес)

Уровень загрязнения	10 Ки/км ²	50 Ки/км ²	100 Ки/км ²
1. Лес	0,934	0,671	0342
2. Опушка	1	1	1
3. Луг (6%)	0,999	0,997	0,993
4. Сельскохозяйственная терраса (1,4%)	0,9998	0,999	0,998
5. ойма озера (0,82%)	1	0,9994	0,999
6. Биота донных отложений озера (1,16%)	0,95	0,748	0,496
7. Общая надежность экосистемы	0,886	0,5	0,168

Таблица 5.9. Надежность типовой склоновой экосистемы как системы транспорта ^{137}Cs к озеру и к человеку (параметры озера: $S=1 \text{ км}^2$, $H=5 \text{ м}$, $V=5E+9 \text{ л}$, донные отложения: $S=1 \text{ км}^2$ $h = 0,1 \text{ м}$, $K_H=1000$) (Без контрмер). Считается, что в лесу лежит запас радионуклида в 1 Ки ^{137}Cs .

Камера	Вероятность сброса	Комментарии
1. Лес	0,029	
2. Опушка	0,77	Загрязнения воды ожидается с вероятностью $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6 = 1,5 \text{ E-3}$. Это означает, что содержание цезия в воде составляет всего $1,1 \text{ E-2 Бк/л}$
3. Луг	0,6	
4. Терраса	0,57 (к человеку 0,4)	Загрязнение донных отложений в озере ожидается с вероятностью $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6 = 9 \text{ E-3}$. Это означает, что содержание цезия в донных отложениях составляет $3,3 \text{ Бк/л}$.
5. Пойма	0,2	При $K_H=1000$, содержание цезия в биоте донных отложений составляет 3300 Бк/кг . Тогда по отношению к предельной дозе в 4 Гр/год (600 кБк/кг), допустимый уровень загрязнения леса составляет 182 Ки .
6. Биота озера	0,33	
7. Донные отложения	0,1	Люди получают от воды озера и продукции террасы радионуклиды с вероятностью $5,4 \text{ E-3}$. При этом загрязнение травы на террасе составляет около 5 Бк/кг . Допустимый уровень загрязнения кормовой травы составляет 1000 Бк/кг (при этом уровень загрязнения молока ожидается в 100 Бк/л). Тогда по молоку допустимый уровень загрязнения леса по запасу радионуклидов не превышает 200 Ки .
8. Вода озера	0,77	
9. Люди	0,4 +0,1	

Таблица 5.10. Надежность типовой склоновой экосистемы, как системы транспорта ^{137}Cs к озеру и к человеку (параметры озера: $S=1 \text{ км}^2$, $H=5 \text{ м}$, $V=5\text{Е}+9\text{л.}$, донные отложения $S=1 \text{ км}^2$; $h = 0, 1\text{м}$, $K_{\text{ц}}=1000$) (при участии выбранных контрмер (КМ)). Считается, что в лесу лежит запас радионуклидов в 1 Ки Cs-137 .

Камера	Вероятность сброса (без КМ) $K_{\text{д}}=1$	Контрмеры				
		Пожаро-защитная полоса между лесом и опушкой $K_{\text{д}}=1,5$	Дорога между лесом и опушкой $K_{\text{д}}=2$	Удаление дернины на террасе $K_{\text{д}}=10$	Подпорная стенка в почве между террасой и поймой $K_{\text{д}}=2$	Влияние всех контрмер одновременно
1. Лес	0,029	0,02	0,02	0,029	0,029	0,02
2. Опушка	0,83	0,83	0,4	0,83	0,83	0,4
3. Луг	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
4. Терраса	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,57 (к человеку 0,4)	0,12	0,57 (к человеку)	0,12
5. Пойма	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1
6. Биота озера	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
7. Донные отложения	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
8. Вода озера	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,72
9. Люди	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1	0,4 +0,1
Вероятность сброса $1 \times 2 \times 3 \times 4 \times 5 \times 6$	$1,5 \text{ Е-}3$ $K_{\text{д}}(2)= 1$	$1,1 \text{ Е-}3$ $K_{\text{д}}(2)= 1,4$	$2,7 \text{ Е-}4$ $K_{\text{д}}(2)= 5,6$	$3,3 \text{ Е-}4$ $K_{\text{д}}(2)= 4,5$	$8,7 \text{ Е-}4$ $K_{\text{д}}(2)= 1,7$	$5,8 \text{ Е-}5$ $K_{\text{д}}(2)= 25,9$

5.5. Обсуждение описанных результатов

1. В данном разделе представлены данные анализа надежности транспорта радионуклидов в склоновой экосистеме. Типовая упрощенная блок-схема склоновой экосистемы представлена ранее. На основе собственных исследований на склоновых экосистемах в 30-км зоне отчуждения ЧАЭС (на реке Уж), и литературных данных проведены оценки значений скоростей перехода радионуклидов ^{137}Cs (таблица 5.5). Тут приведены минимально возможные скорости, средние и максимальные значения. Для средних значений скоростей перехода построена система обыкновенных дифференциальных уравнений (5.13). Решения этой системы уравнений в графическом виде представлены на рис 5.2. и 5.3. Видно, что, как правило, динамика перераспределения радионуклидов между камерами

имеет максимум. В качестве общей характеристики разных составляющих склоновой экосистемы, можно использовать значения максимальных уровней содержания радионуклидов (процент от общего запаса в экосистеме) и срок, когда он формируется (таблица 5.6). Видно, что наибольший запас формируется на опушке (12%) и на лугу (6 %), а потом со временем до 22 % от запаса переходит в зону пользования человеком этой склоновой экосистемой, но через длительный срок в 80 лет. То есть, в конце концов, практически большая часть радионуклидов, из запаса в склоновой экосистеме доходит до людей в виде накопленной дозы облучения, которая может быть оценена через дозовые коэффициенты. В таблице 5.7. сделаны оценки индивидуальных и коллективных доз для случая села с 500 жителями. Видно, что (с учетом радиоактивного распада) при максимальных скоростях переходов между камерами склоновой экосистемы в популяции людей даже при малых уровнях запасов радионуклидов (1 Ки), коллективная доза может достигать 200 Чел-Зв. Эти заметные величины, которые требуют учета и контрмер. Опираясь на формулу 5.1, имеем возможность оценить надежность транспорта радионуклидов от леса до популяции людей (таблица 5.8). В этих камерах, где есть биота можно спрогнозировать поражение биоты при высоких уровнях плотности загрязнения леса. Поэтому общая надежность транспорта радионуклидов по данной склоновой экосистеме уменьшается от 0,89 (при 10 Ки/км²) до 0,17 (при плотности загрязнения 100 Ки /км²). С учетом влияния радионуклидов на биоту озера также проведена оценка путей и вероятности поступления радионуклидами в популяцию людей (таблица 5.9). Для разработки возможных методов защиты людей в склоновой экосистеме рассмотрены некоторые потенциально эффективные контрмеры, и оценено их возможное влияние на систему транспорта радионуклидов к озера и к человеку (таблица 5.10.). Для анализа выбраны следующие контрмеры: пожарозащитная полоса между лесом и опушкой, дорога между лесом и опушкой, удаление дернины на сельскохозяйственной террасе, и создание защитной подпорной стенки между террасой и поймой озера. Эти контрмеры, так или иначе, применялись, или могут быть применены на склоновых экосистемах. Контрмеры влияют на величину скоростей переходов между камерами. Наибольшее влияние, как способ снижения дозы облучения людей (через коэффициент дезактивации) имеют дорога между лесом и опушкой ($K_d=5,6$), и удаление дернины на террасе ($K_d=4,5$). А самая лучшая ситуация, когда эти две контрмеры будут использованы вместе ($K_d=25,2$).

2. Нами проведен также анализ надежности экосистемы каскада Днепровских водохранилищ, как системы транспорта радионуклидов от каскада к людям.

Установлено, что каскад Днепровских водохранилищ имеет оценки высокой надежности «поступления» радионуклидами к людям, как в

период межени, так и при паводках высокой 3% водности. При малом сбросе радионуклидов (1 Ки ^{137}Cs в год) ситуация не составляет заметных экологических рисков для биоты и для людей, через использование воды для орошения и для питья. Но реальные количества накопленных радионуклидов, в частности, в илах Киевского водохранилища составляет около 92 кКи ^{137}Cs , что потребует значительного внимания и учета при реальных количествах сбросов радионуклидов. А если учесть еще сбросы ^{90}Sr , то ситуация потребует сурового контроля.

3. В целом использование анализа радиоэкологических ситуаций в разных типах экосистем с использованием моделей и теории надежности показало себя эффективным и эвристичным средством оценок и моделирования радиоэкологических и экологических ситуаций и может быть с успехом использоваться в дальнейших исследованиях.

5.5.1. Оценка критерия экологического риска на основе теории радиоемкости экосистем

Нами разработан метод экологического нормирования допустимых уровней выброса радионуклидов в окружающую среду на основе моделей и теории радиоемкости экосистем. Радиоемкость экосистем – количественный параметр, определяющий предел загрязнения экосистем радионуклидами, после достижения которого благополучие экосистемы нарушается.

Установлены дозовые пределы для экосистем, когда возможно угнетение и подавление биоты экосистем. Эти пределы соответствуют 0,4 Гр/год для животных и 4 Гр/год для растений и гидробионтов. Такие уровни доз соответствуют следующим средним уровням загрязнения биоты ^{137}Cs : 64 кБк/кг для животных, и 640 кБк/кг для растений. Представлены данные расчетов пределов для загрязнения биоты другими радионуклидами.

Таким образом, мерой экологического риска для биоты может служить оценка дозы облучения и конечно уровня накопления радионуклидов в конкретной биоте экосистемы. Так дозе в 4 Гр/год для растений и гидробионтов, можно поставить в соответствие риск равный -1, а для животных дозе в 0,4 Гр/год также соответствует –экологический риск равный 1. Можно предложить, таким образом, равномерную шкалу экологических рисков для биоты от 0 до 1 в диапазоне доз от 0-4 Гр/год для растений и гидробионтов, и в диапазоне доз 0–0,4 Гр/год для живаотных в условиях радионуклидных загрязнений.

Построены модели радиоемкости различных типов экосистем - наземных и водных. Эти модели позволяют определить критические элементы экосистем, где возможно концентрирование загрязнителей. Такие элементы определяют степень риска для экосистем при попадании радио-

нуклидов. Таким образом, экологический риск определяется состоянием и уровнями загрязнения критических элементов экосистемы и ландшафта.

Показано, что экологический риск для экосистемы в условиях загрязнения определяется не только и не столько уровнями выпадений загрязнителей на экосистемы, сколько закономерностями и скоростями перераспределения загрязнителей по элементам экосистемы и ландшафта и их концентрирования в критических биотических компонентах.

Экспериментальные и теоретические исследования поведения параметров радиоемкости экосистем в условиях загрязнения другими поллютантами (тяжелыми металлами) позволили установить, что параметры радиоемкости экосистем обладают высокой чувствительностью к таким загрязнениям биоты экосистем.

Показано, что этот подход позволяет установить эквивалентность в экологическом действии химических загрязнителей на биоту и радиационного фактора (радионуклидов).

Предложен метод оценки биологического действия разных типов загрязнителей на экосистемы в радиационных дозах (грей-эквивалентах). Такой метод позволяет единым образом оценивать эффекты на уровне экосистем от действия на биоту самых разных типов загрязнителей. Это позволяет проводить оценку действия множества различных загрязнителей на биоту экосистем и выражать эффект в эквивалентной дозе радиационного воздействия.

5.5.2. Экологическая емкость и радиоемкость биоты экосистем, как мера экологического риска

Экологические риски для человека в значительной степени определяются экологическими рисками для биоты окружающей его среды. Экологический риск для биоты экосистем, в условиях действия поллютантов разной природы, можно определять через нарушение параметров экологической емкости и радиоемкости биоты по радионуклидному трассеру (^{137}Cs). Экологическая емкость – предельная нагрузка на биоту экосистем от поллютантов, при которой подавляется рост биомассы и ее способность к кондиционированию среды обитания. Методами математического моделирования и в эксперименте показано, что поведение показателя радиоемкости, по искусственно введенному в экосистему трассеру (^{137}Cs), отображает способность биоты к накоплению биомассы и кондиционированию среды. Установлено, что параметр радиоемкости биоты экосистем четко коррелирует с показателем экологической емкости и характеристиками экологического риска для биоты. Чем выше показатель радиоемкости биоты тем меньше величина экологического риска для нее в реальных условиях воздействия разных поллютантов.

Разработаны модели определения критических компонент биоты, ответственных за величину экологического риска для различных локальных экосистем (озеро, например), линейных экосистем (склоновые и горные экосистемы). Разработка и применение аналитической ГИС технологии по показателям радиоемкости по трассёру, позволило оценить и выделить критические элементы для реальных ландшафтов. Этот подход позволил установить критические элементы ландшафтов, которые определяют экологическую емкость и экологический риск в экосистемах, загрязненных радионуклидами в результате чернобыльской катастрофы.

5.5.3. Применение теории и моделей надежности при оценке экологических рисков в агроэкосистемах

Исследование радиоэкологических процессов в агроэкосистемах особенно важно для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме использованного нами ранее метода камерных моделей, считаем целесообразным разработать подходы к более общей оценке надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе надежности агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах защиты и модификации данных процессов.

Исследование радиоэкологических процессов в агроэкосистемах особенно важно для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме использованного нами ранее метода камерных моделей, считаем целесообразным разработать подходы к более общей оценке надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе надежности агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах защиты и модификации данных процессов.

Разработанные нами модели и теория радиоёмкости экосистем позволили ввести адекватный параметр – фактор радиоемкости – для определения состояния биоты экосистемы. Радиоемкость – предел радионуклидного загрязнения биоты экосистемы, при котором не наблюдаются серьезные изменения её функционирования. При превышении данного параметра могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоемкости определен как доля радионуклидного загрязнения, способного накапливаться в той или иной части/компоненте экосистемы, без разрушения ее структуры. Экспериментальными и теоретическими исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в ней. В частности, в исследованиях с растительными экосистемами показано, что способность биоты накапливать и удерживать

радионуклидный трассер ^{137}Cs , аналог минерального элемента питания растений калия, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия биоты и надежности экосистемы.

Экспериментальными и теоретическим исследованиями нами установлено, что чем выше параметр радиоемкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежность биоты в данной экосистеме. Установлено, что снижение показателя радиоемкости биоты в растительной экосистеме, при воздействии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия и надежности биоты. ***Можно утверждать, что параметры радиоемкости способны выступать в качестве меры надежности каждого элемента экосистемы, и экосистемы в целом.*** Чем выше фактор радиоемкости, и/или вероятность удержания трассера в каждом из элементов экосистемы, тем выше надежность составных элементов экосистемы.

Исследование радиоэкологических процессов в агроэкосистемах особенно важно для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме использованного нами ранее метода камерных моделей, считаем целесообразным разработать подходы к более общей оценке надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе надежности агроэкосистемы как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах защиты и модификации данных процессов.

Исходя из проведенных теоретических исследований, можно полагать, что, используя параметры скоростей обмена радионуклидами между камерами (α_{ij} и α_{ji}), можно оценивать надежность компонента экосистемы, как элемента системы транспорта радионуклидов по камерам по формуле (см. формулу 5.12.).

На примере конкретного села Галузия (Волынская область) показано, что основными дозообразующими компонентами данной агроэкосистемы являются 4 основные пастбища [7]. Эти пастбища функционируют как параллельная система. Согласно теории надежности общая надежность данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к человеку, может быть представлена в виде суммы параметров надежности составляющих блоков-пастбищ.

Транспортный поток радионуклидов от каждого пастбища к популяции населения образует строго последовательную систему: почва - трава - корова - молоко - мясо - люди. Надежность такой последовательной экосистемы может быть представлена в виде произведения параметров надежности составляющих транспортный поток радионуклидов-блоков.

Литература к 5 части

1. Ваганов П.А.. Им Манн Сунн. Экологические риски - С-П.: Изд. Госуниверситета, 1997. - 116 с.
2. Ваганов П.А. Как рассчитать риск здоровью из-за загрязнения окружающей среды. Изд. С-П. Госуниверситета, 2008 - 141 с.
3. Bayerische Ruck. Risk is a constuct. Knesebeck, 1993, 340 p.
4. Музалевский А.А., Яйли Е.А. Риск: анализ, оценка , управление. - Санкт-Петербург: ВВМ, 2008. - 232 с.
5. Агре А. Л., Корогодин В. И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // Мед. радиология. – 1960. № 1. – С. 67-73.
6. Кутлахмедов Ю. А., Корогодин В. И., Кольтовер В. К. Основы радиоэкологии. – Киев: Вища шк. – 2003. – 319 с.
7. Гродзинський Д. М., Кутлахмедов Ю. А., Михеев А. Н., Родина В. В. Методи управління радіємністю екосистем. / Під редакцією акад.. Д. М. Гродзинського. – Київ: Фітосоціоцентр, 2006. – 172 с.
8. Кутлахмедов Ю. А., Корогодин В. И., Родина В. В., Матвеева И. В, Петрусенко В. П., Саливон А. Г., Леншина А. Н. Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии. В сб. материалов Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современной состояние и перспективы» – Москва, 2008. – С. 177-193.
9. Theory of Reliability in Radiation Ecology / Yuriy A. Kutlakhmedov, Iryna V. Matveeva, Anastasiya G. Salivon, Victor V. Rodyna // Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management. – Israel, 2010. – 275 с.
10. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., В.В.Родина. Надежность экологических систем. Теория, модели и практические результаты. Palmarium academic publishing. 2013. - 318 с.
11. Петин В.Г.,Жукраковская Г.П.,Комарова .Радиобиологические основы синергических взаимодействий в биосфере.М.,Гнос.2012 г, 219 с.

Упражнения и задания к 5 части.

1. Каковы особенности экологического риска по сравнению с другими типами риска?
2. Основные разновидности риска?
3. Как определяется вероятность опасности?
4. Как соединить вероятность риска и ущерб?
5. Определите основные разновидности риска.
6. Особенности экологического риска.
7. Источники риска непрерывного действия.
8. Разовые источники риска.
9. Основные признаки экологических рисков.

10. Что такое общество риска?
11. Классификация рисков.
12. В чем различие между природными рисками и техногенными?
13. Что такое приемлимый риск?
14. Определение индивидуального риска.
15. Определение радиоемкости экосистем.
16. Как определить синергизм в действии радиации и тяжелых металлов?

ЧАСТЬ 6. ОЦЕНКА И МОДЕЛИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ УЩЕРБОВ И СТРАХОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ

6.1. Введение

В анализе, проведенном международными экспертами и организациями (ВОЗ, и др.) отмечено, что одним из путей решения проблемы защиты и гигиены персонала, населения и окружающей среды (ОС) в зоне влияния вредных и опасных производств и объектов, заключается в том, чтобы субъекты экономической деятельности в более полной степени компенсировали все издержки воздействия возможных аварий на персонал, население и окружающую среду. Суть такого подхода в двух принципах “платит тот, кто загрязняет” и “платит пользователь”. Это обстоятельство, особенно важно для Украины в условиях либерализации экономики, когда приватизация предприятий приводит, как правило, к снижению расходов на обеспечение экологической безопасности персонала, населения и ОС.

Оценка воздействия реальных и возможных аварий на производствах на персонал, население и ОС показала их высокую стоимость [1]. До сих пор ликвидация аварий и их последствий на вредных и опасных производствах и объектах, ложилось бременем на государственный бюджет. Взимаемые налоги, сборы и штрафы не способны даже частично компенсировать затраты на аварии и аварийные ситуации.

Действующий закон по охране ОС, обязывает вредные производства и объекты для осуществления производственной деятельности, оформлять лицензию на всякую деятельность, потенциально опасную для персонала, населения и ОС. Необходимо предусмотреть при получении такой лицензии, обязательное экологическое страхование предприятия и других опасных объектов. Такое обязательное страхование от возможных аварий и аварийных ситуаций обеспечит страховую защиту персоналу, населению и ОС. Система страхования от аварий и аварийных ситуаций на вредных и опасных производствах и объектах эффективно действует во многих странах Европы (Бельгия, Франция и др.) [1].

Предварительная оценка возможных ущербов от аварий и аварийных ситуаций, по разработанному научно-обоснованному и корректным методикам, позволит реально оценить страховые суммы и страховые взносы, необходимые для ликвидации и компенсации последствий таких аварий.

6.2. Основные алгоритмы страховой защиты.

**ПРИ СТРАХОВАНИИ РИСКОВ ИСПОЛЬЗУЮТ ДВА
ПРОТИПОПОЛОЖНЫХ АЛГОРИТМА,**

АЛГОРИТМ БЕРНУЛЛИ.

СНИЖЕНИЕ СТРАХОВЫХ ТАРИФОВ ЗА СЧЕТ БОЛЬШОГО ЧИСЛА КЛИЕНТОВ. ЭТОТ АЛГОРИТМ ПРЕДПОЛАГАЕТ, ЧТО ПРОЦЕСС НЕ ПОДДАДЕТСЯ РЕГУЛИРОВАНИЮ ИЛИ СОЗНАТЕЛЬНО НЕ РЕГУЛИРУЕТСЯ.

ЭТО ПАССИВНЫЙ ФИНАНСОВЫЙ ПОДХОД, НЕ ТРЕБУЮЩИЙ ВЛОЖЕНИЯ СРЕДСТВ И УСИЛИЙ НА ПРЕОБРАЗОВАНИЕ ПРОЦЕССА, РИСК НЕУСПЕХА КОТОРОГО НЕ ОЦЕНИВАЕТСЯ.

Тут речь идет о статистике. Чем больше страховых рисков на относительно малые суммы, тем больше доходы страховых компаний.

АЛГОРИТМ КОЛУМБА.

ПРИМЕНИМ К ПРОЦЕССАМ, РИСК НЕУСПЕХА КОТОРЫХ ДОЛЖЕН БЫТЬ УМЕНЬШЕН, ДО БЕСКОНЕЧНО МАЛОГО ЗА СЧЕТ СООТВЕТСТВУЮЩЕЙ РЕГУЛИРОВКИ.

ЭТОТ АЛГОРИТМ ДОЛЖЕН ПРИМЕНЯТЬСЯ К ПРОЦЕССАМ ИЗДЕРЖКИ ОТ НЕУСПЕХА, КОТОРЫХ ЗАМЕТНО ПРЕВЫШАЕТ ИЗДЕРЖКИ НЕОБХОДИМЫЕ ДЛЯ РЕГУЛИРОВАНИЯ ПРОЦЕССА.

Здесь речь идет о вложении серьезных средств, в дело снижения рисков. Так Колумб, оснатив свои корабли большей парусностью и вооружением, снижал риски от нападения пиратов. Схема формирования рисков представлена рис 6.1.

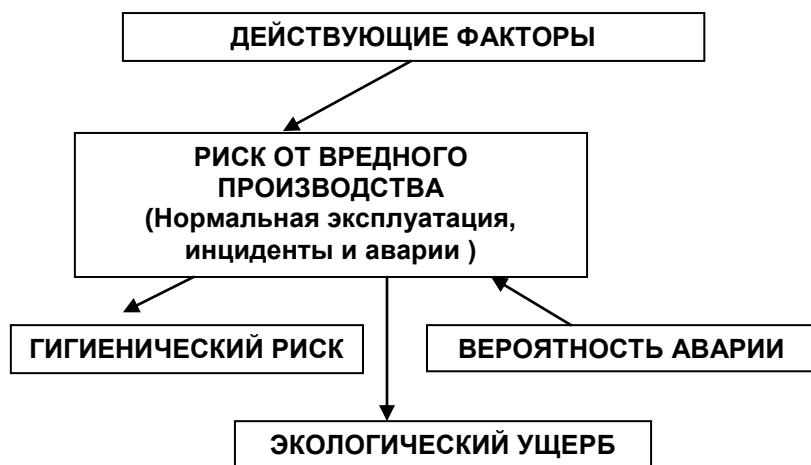


Рис. 6.1. Схема формирования рисков и ущербов.



Рис. 6.2. Схема формирования гигиенического риска и ущерба.

На рис 6.3. представлены основные составляющие экологического ущерба.

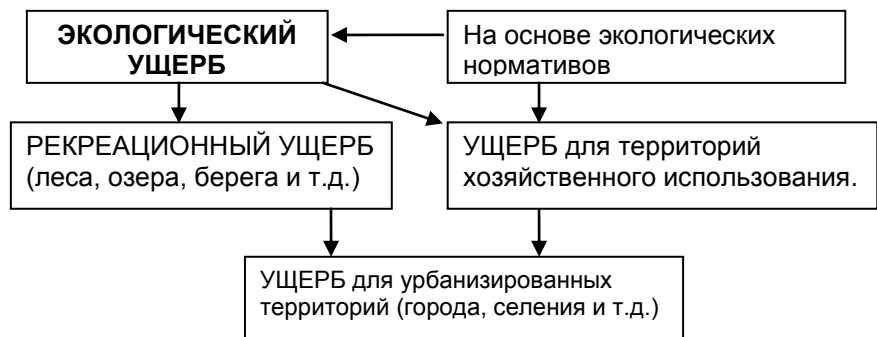


Рис. 6.3. Основные составляющие экологического ущерба

6.3. Использование страховой защиты персонала

Страховая защита опирается на следующие принципы:

1. Все виды деятельности, требующие лицензирования, должны будут сопровождаться страховкой. (Возможно в будущем).

2. Страхование каждого конкретного варианта работы с опасными технологиями и материалами требует разработки специальных математических моделей для оценки рисков и ущербов для персонала, населения и окружающей среды.

3. Математические модели должны учитывать распределение и перераспределение поллютантов в экосистемах в зоне влияния опасного производства и вида деятельности.

4. С помощью таких моделей оцениваются все виды ущербов, особенно в ситуациях проектных и запроектных аварий на опасных предприятиях, технологиях и видах деятельности.

5. На основе моделей разрабатывается методика оценки ущербов и страхования для каждого конкретного вида деятельности.

6. По методике рассчитываются величины всех ущербов и страховые суммы и выплаты по любым видам деятельности.

7. Этим обеспечивается высокая степень страховой защиты персонала, населения и окружающей среды.

Это достигается следующим образом:

1. Получение лицензии для ряда видов деятельности с использованием источников радиации требуют оформления страхового полиса (это касается, прежде всего добычи урановых руд, проведения гамма- каротажа и нейтронного каротажа скважин и т.п.).

2. Очевидно, что и другие виды деятельности, требующие лицензирования, также должны будут сопровождаться страховкой. (Возможно в будущем).

3. Страхование каждого конкретного варианта работы с опасными технологиями и материалами требует разработки специальных математических моделей для оценки рисков и ущербов для персонала, населения и окружающей среды.

4. Математические модели должны учитывать распределение и перераспределение поллютантов в экосистемах в зоне влияния опасного производства и вида деятельности.

5. С помощью таких моделей оцениваются все виды ущербов, особенно в ситуациях проектных и запроектных аварий на опасных предприятиях, технологиях и видах деятельности.

6. На основе моделей разрабатывается методика оценки ущербов и страхования для каждого конкретного вида деятельности.

7. По методике рассчитываются величины всех ущербов и страховые суммы и выплаты по любым видам деятельности.

8. Таким образом, достигается высокая степень страховой защиты персонала, населения и окружающей среды.

6.4. Алгоритм расчета ущерба от экологических последствий аварий на опасных производствах и оценка страховых сумм для ликвидации таких аварий

Блок – схема примерного алгоритма расчета ущербов от аварий на экологически опасных производствах состоит из следующих составляющих:

1. Классификация экологически вредных и опасных производств конкретного региона на примере Крыма.

Рассмотрим для примера в качестве исследуемой экосистемы – севастопольская бухта – порт - со стоянками кораблей (военных и гражданских) и местами разгрузки.

2. Выбор списка основных прототипов экологически вредных и опасных производств например региона Крыма (Список не более 10 прототипов – химические, военные, пищевые, горные и т.д.).

Прототип – крупный морской порт (химические, в частности – нефтяные протечки и выбросы), военные загрязнения.

3. Классификация аварий по каждому из прототипов. Выбор наиболее вероятных аварий, и самых тяжелых. Оценка вероятностей аварий (расчетная оценка и реальные оценки).

А) Например (Вытекание в бухту большого количества нефти);

Б) Крупная эрозия берегов бухты;

В) Взрыв военного судна.

4. Для каждого из выбранных прототипов и аварий на них – расписываются сценарии аварий.

А) Например (Сценарий аварии – вытекание из танкера значительных количеств нефти в результате разрыва корпуса.

Время вытекания – 10 суток. Скорость вытекания нефти – 10 тонн/час.)

5. Пути воздействия аварии выбранного сценария на прототипе на персонал, население и окружающую среду (ОС). Нормативная база факторов влияния аварии на персонал, население и окружающую среду. ПДК и оценки стоимости ущерба от ПДК разных факторов.

Влияние на персонал, пожароопасность, отравление акватории – нефтяными выбросами.

6. Модель и расчет распространения аварийных выбросов и влияний от аварии на выбранном прототипе производства по сценарию реальной максимально-возможной аварии. Разработка модели.

7. Расчет ущерба для персонала, населения и ОС от выбранной максимально возможной аварии, на прототипе экологически вредного и опасного производства в регионе Крыма. Расчет ущерба.

8. Расчет затрат на ликвидацию последствий от выбранной максимально возможной аварии, на прототипе экологически вредного и опасного производства в регионе Крыма. Затраты на дезактивацию. Затраты на ликвидацию аварии и ее последствий.

9. Формирование списка основных прототипов экологически вредных и опасных производств региона Крыма и максимально возможных аварий на них.

10. Методика оценки страховой суммы и страховых взносов для основных прототипов экологически вредных и опасных производств региона Крыма и максимально возможных аварий на них.

Расчет страховой суммы и страховых взносов от данной аварии.

Такой расчет состоит из следующих разделов:

1. Составить список и классификацию экологически вредных и опасных производства и территорий в регионе Крыма (и конкретно, например, г. Севастополя).

2. Составить список, найти статистику и оценить вероятности аварий производств, установок на территории г.Севастополя (и Крыма в целом).

3. Обосновать и составить список и характеристики прототипов экологически вредных и опасных производства и территорий в регионе Крыма (и конкретно г. Севастополя).

4. Сформировать модели для оценки влияния и ущербов аварий на выбранных прототипах экологически вредных и опасных производства и территорий в регионе Крыма (и конкретно г. Севастополя).

5. Разработать методики оценки влияния аварий на персонал, население и ОС и затрат на ликвидацию последствий. Методика оценки суммарного ущерба от аварии на выбранных прототипах и сценариях максимально возможных аварий.

6. Разработать методику оценки страховой суммы и страховых взносов в создаваемой системе обязательного экологического страхования для региона Крыма.

Методология оценки рисков от химических и радиационных факторов применительно к авиатехнологиях подробно рассмотрены в приложении 2 к данной книге.

6.5. Экологическое нормирование, риск и страхование [2]

В современной экологии есть три строго связанных друг с другом проблемы:

1. Проблема создания принципов и системы нормативов для экологического нормирования, которое вместе с гигиеническим нормированием должно лечь в основу оценок вреда окружающей среде, включая человека, от вредных производств.

2. На основе системы экологических нормативов возможно и нужно создать метод оценки экологических рисков от поражения и загрязнения окружающей среды. Необходимо оценивать риски для биоты экосистем и, конечно, риски для людей, использующих ту или иную экосистему и территорию.

3. После решения таких проблем необходимо сформировать метод оценок ущербов от вредных производств в режиме их нормальной эксплуатации и возможных аварий.

Обсуждению этих аспектов проблемы и посвящен данный раздел книги.

В случае радионуклидных выбросов и сбросов в окружающую среду встает задача определения предельных значений поступления радионуклидов в экосистему, когда еще в результате их действия не следует серьезных изменений в самой экосистеме.

Естественной границей для оценки предельно допустимого поступления радионуклидов в экосистемы является дозовая нагрузка, или мощность годовой дозы облучения. В работе Г.Г. Поликарпова и В.Г. Цыцугиной [3] была введена шкала дозовых нагрузок на экосистемы в виде четырех основных дозовых пределов (табл. 6.1). Обратимся к ней еще раз.

Таблица 6.1. Шкала дозовых нагрузок и зон в экосистемах [4]

Номер дозового предела	Зона	Мощность дозы, Гр/год
1	Зона радиационного благополучия	$< 0,001-0,005$
2	Зона физиологической маскировки	$\geq 0,005-0,05$
3	Зона экологической маскировки	
3.1	наземные животные	$\geq 0,05-0,4$
3.2	гидробионты и наземные растения	$0,05-4$
4	Зона явных экологических эффектов	
4.1	а) драматических для наземных животных	$\geq 0,4$
4.2.	б) драматических для гидробионтов и наземных растений	≥ 4
4.3	в) катастрофических для животных и растений	≥ 100

Из данной шкалы (таблица 6.1) следует, что реальным дозовым пределом для поступления и "складирования" радионуклидов природного и техногенного происхождения, в экосистемах и их компонентах является мощность дозы, не превышающая 0,4–4 Гр/год, когда можно ожидать начала проявления явных экологических эффектов (сукцессий) на уровне биоты экосистемы.

Нетрудно рассчитать дозовые нагрузки от излучений альфа-, бета-, гамма-радионуклидов для композиции Кыштымского, Чернобыльского или Фокусимского выброса. По нашим оценкам, суммарная доза в 0,4–4 Гр/год соответствует концентрации ^{137}Cs около 1000 кБк/л (кг) в экосистеме или ее элементах (наземные растения и гидробионты) и около 200 кБк/л (кг) для экосистемы, с включением наземных животных, что в среднем составляет 600 кБк/кг. При комбинированном загрязнении разными радионуклидами доля каждого из радионуклидов будет соответственно ниже.

Почему необходимо руководствоваться этими величинами предельно допустимых выбросов и сбросов в экосистеме? На основании данных шкалы можно ожидать, что при концентрациях радионуклидов в экосистемах и их элементах выше указанных пределов возможно проявление заметных экологических эффектов, включающих искажение видовой структуры биоты экосистемы, потерю и/или изменение радиоустойчивости отдельных видов, угнетение роста биомассы в биоценозах и даже гибель экосистемы ("рыжий лес") [5]. Такая ситуация может привести к непредсказуемым изменениям значений факторов радиоемкости экосистемы и ее элементов, к ее разрушению, а как результат – к новому перераспределению радионуклидов.

Возможна следующая последовательность эффектов в пресноводной экосистеме: отмирание биомассы населения водоема из-за угнетающего эффекта дозы – в результате: подкисление воды – и как результат: усиление десорбции радионуклидов из донных отложений – далее может следовать: повышение радионуклидного загрязнения воды – и тем самым, новое повышение дозы на биоту и т.д.

Таким образом, если мы хотим сохранить благополучие в экосистемах, нам необходимо не допускать превышения этих пределов в экосистемах в целом и/или конкретно в их биотических компонентах. Следует подчеркнуть, что существующая система нормирования сбросов и выбросов радионуклидов ядерными предприятиями практически не учитывает этих важнейших ограничений. Однако их необходимо учитывать для создания реальной системы экологического нормирования. Рассмотрим конкретные примеры оценки допустимых сбросов и выбросов для экосистем различных типов.

6.5.1. Оценка допустимых сбросов и складирования радионуклидов и рисков в пресноводном водоеме

Исходя из моделей радиоемкости пресноводного водоема [5], критическим биотическим элементом данной экосистемы могут быть население донных отложений (бентос) и/или население водной толщи. Формулы для оценки факторов радиоемкости донных отложений и биоты воды получены нами в работе [5].

Для радиоёмкости донных отложений, а значит и бентоса, может быть использована формула (6.1), в которой для оценки фактора радиоёмкости бентоса в отношении ^{137}Cs использованы следующие значения: $h = 0,1$ м; $k = 1000$, $H = 4$ м. Тогда F – фактор радиоёмкости для донных отложений – составляет 0,9 для ^{137}Cs . Для оценки фактора радиоёмкости биоценоза водной толщи пресноводного водоема нами предложена следующая выше упомянутая формула:

$$Fb = \frac{p H K_b}{p H K_b + k h + H}, \quad (6.1)$$

где p – биомасса гидробионтов в воде (заметной считается величина биомассы $1\text{--}10$ г/м³; K_b – коэффициент накопления биоты водоема, может достигать $1000\text{--}100000$ единиц. В этом случае Fb – может составлять от малого значения радиоёмкости – 0,05 (для малых концентраций биоты) до очень высокого значения – 0,97, когда практически все радионуклиды сосредоточены в биотической составляющей водоема. Используя формулу (6.1), нами была построена модель и формула для оценки радиоёмкости каскада водохранилищ [5]:

$$Fc = 1 - \prod_{i=1}^n (1 - Fi). \quad (6.2)$$

Эта модель радиоёмкости была применена нами для оценки радиоёмкости каскада Днепровских водохранилищ и оправдалась в реальных исследованиях после Чернобыльской аварии. На базе приведенных выше моделей и формул, а также, зная оценку предельно допустимых концентраций радионуклидов в элементах экосистемы, возможно оценить критические сбросы и выбросы в экосистемы описанного типа:

1. Для бентоса донных отложений пресноводного водоема предельно допустимый сброс радионуклидов в водоем (N_k) не должен превышать:

$$N_k < LhS/k F, \quad (6.3)$$

где L – предел концентрации радионуклидов в водной биоте – 1000 кБк/кг, S – площадь водоема, остальные обозначения приведены выше.

2. Для водного населения (планктон, нейстон) в толще воды предельно допустимый сброс радионуклидов не должен превышать (N_b):

$$N_b < LHS/K_b (1 - F), \quad (6.4)$$

где использованы обозначения формул (6.1; 6.2). Для конкретного пресноводного водоема, где $S = 2$ км², $H = 4$ м, $K_b = 1000$, $F = 0,7$, то критическая величина сброса радионуклидов составляет не более: $N_b < 30$ ТБк в воду всего водоема. В то же время критическая величина сброса радионуклидов в водоем для его бентоса оценивается по формуле (6.3) – N_k

< 110 ГБк. Эта величина в 90 раз меньше, чем допустимый сброс, оцениваемый для всего населения водной толщи водоема.

В общем случае отношение оценок предельно допустимых сбросов в водоем по двум критическим звеньям – населению водной толщи и бентосу – определяется по следующей формуле:

$$\frac{Nk}{Nb} = \frac{h Kb(1-F)}{H k F}. \quad (6.5)$$

Из формулы 6.5 следует, что величина оценки экологического норматива – величины допустимого сброса радионуклидов в водоем, определяемая по возможному влиянию на состояние бентоса, значительно (в 10–100 раз) меньше, чем оценка по влиянию на состояние населения водной толщи водоема (фито- и зоопланктон, высшие растения в толще воды, нектон, нейстон и плейстон). Следовательно, в качестве экологического норматива следует выбрать наименьший, т.е. 110 ГБк для данного водоема в целом.

3. Аналогичные оценки предельно допустимых сбросов можно дать и для других типов экосистем. В частности, в системе каскадов водоемов (типа днепровского каскада) критическим по дозовым нагрузкам является первое водохранилище – Киевское. В донных отложениях верхней части Киевского водохранилища встречаются уровни содержания радионуклидов в донных отложениях, достигающие 370 кБк/кг и больше. Это означает, что для верхней части водохранилища уровень осуществленного сброса достигает критического значения, и здесь для населения бентоса можно ожидать заметных экологических последствий. Теоретически оцениваемый предельно допустимый сброс радионуклидов в Киевское водохранилище оценивается всего в 59 ТБк, в то время как реальный запас радионуклидов ^{137}Cs в донных отложениях определен по натурным измерениям в 259 ТБк, что уже значительно превышает предельно допустимый сброс.

4. Наши оценки критических уровней радионуклидного загрязнения лесных экосистем, где основная масса (до 90 %) радионуклидов концентрируется в подстилке, составляет плотность загрязнения в $Nk < 7400 \text{ кБк/м}^2$, если $L = 1000 \text{ кБк/кг}$ для лесной флоры и фауны и для лесной подстилки. Для луговых экосистем наши оценки $Nk < 22,2 \text{ МБк/м}^2$ (80–90 % радионуклидов на непаханых лугах содержится в 5-сантиметровом слое дернины). Для вспаханных после аварии лугов (глубина вспашки 20 см), дозовая нагрузка на биоту луга и поля несколько меньше (за счет разбавления), и тогда здесь оценка Nk дает 74–92 МБк/м² по плотности радионуклидного загрязнения.

В биоценозах морских экосистем (прибрежное мелководье, на которое собственно и приходится основная биопродуктивность) при средних концентрациях биомассы в 10 г/м^3 , радиоемкость достигает 0,9–

0,99. Тогда сброс больших масс воды с содержанием радионуклидов 10–100 кБк/л может приводить к радионуклидному загрязнению сообщества биоты в 1000 кБк/кг, что выше экологически допустимого уровня.

6.5.2. Оценка предельно допустимых сбросов и складирования и рисков от радионуклидов в склоновых экосистемах

Разработанная нами модель оценки радиоемкости склоновой экосистемы позволяет оценить время и место ожидаемого (в динамике миграции) концентрирования радионуклидов в некоторых элементах склоновой экосистемы. По формуле (6.6) может быть оценен фактор радиоемкости склоновой экосистемы (F_s)

$$F_s = 1 - \prod_{i=1}^m P_i = 1 - P_s, \quad (6.6)$$

где m – число элементов в склоновой системе; P_i – вероятность стока радионуклидов из соответствующего элемента склоновой экосистемы за год (P_1 – сток из лесной экосистемы, P_2 – по каменистой осыпи, P_3 – из луговой, а P_4 – из экосистемы террасы в озеро). Практически это означает, что параметры миграции и концентрирования радионуклидов в лесу (вершина склоновой экосистемы), на опушке, на пойме и/или в донных отложениях водотока (река, ручей, озеро, болото и т.д.) определяют в конечном итоге предельно допустимый сброс радионуклидов в данную экосистему. Для случая сброса в лесную экосистему $N_k(f)$ получена следующая формула:

$$N_k(f) < N_k(l) / P_s T, \quad (6.7)$$

где $N_k(l)$ для конкретного озера оценивается в 110 ГБк, T – количество лет сброса (нами использованы оценки на 20 лет стока).

Для примера склоновой экосистемы мы избрали простейший вариант: лес – каменистая осыпь – луг – терраса – озеро. Параметры радиоемкости данной склоновой экосистемы приведены в работе [5]. Расчетные кривые динамики перераспределения радионуклидов в такой модельной экосистеме при исходном загрязнении леса в 3,7 ТБк проанализированы в работе [4] (в расчетах для простоты радиоактивный распад не учитывается). Очевидно, что по динамике перераспределения радионуклидов в данной склоновой экосистеме, лимитирующим звеном служат донные отложения конечного элемента системы – озера. Видно, что практически 80 % исходного запаса радионуклидов на водосборе озера, в динамике концентрируются в донных отложениях озера. При $S = 2 \text{ км}^2$, N_k

по формуле (6.3) для такого озера оценивается в 110 ГБк; это означает, что общий запас радионуклидов на водосборе озера для выдерживания экологического норматива для бентоса донных отложений озера не должен превышать 185–222 ГБк. При площади водосбора озера например в 10 км² плотность загрязнения не должна превышать 370 кБк/м² (10 Км/км²), что достаточно мало, если сравнить с существующими уровнями радионуклидного загрязнения территории 30-км зоны ЧАЭС и других территорий Украины, Беларуси и России.

Нетрудно вывести формулы для оценки радионуклидного загрязнения каждой камеры, опираясь на формулу (6.6.). Так, если радионуклидные выпадения попали только на лес, то уровень радионуклидного загрязнения (для 20 лет стока) не должен превышать 3,1 ГБк, для загрязнения каменистой осыпи – не более 309 ГБк, допустимый сброс на луговую экосистему не должен превышать 185 ГБк, а для экосистемы террасы значение допустимого загрязнения в целом не должно превышать 55 ГБк.

Если данная склоновая экосистема загрязнена равномерно, то общее загрязнение всей экосистемы не должно превышать 43 ГБк. Даже при относительно малой площади экосистемы в 10 км², плотность загрязнения не должна превышать 43 кБк/м², что достаточно мало по сравнению с уровнями загрязнения территорий после аварии на ЧАЭС. Четко видно, что уровни допустимых загрязнений заметно уменьшаются по мере приближения места загрязнения к оконечному элементу - озеру.

Строго говоря, экологический норматив зависит от структуры экосистемы. Чем ближе к критическому блоку (озеру) находится подсистема, и чем выше вероятность стока, тем ниже экологический норматив допустимого загрязнения. Практически это означает, что исходное радионуклидное загрязнение территории может быть достаточно благополучным для исходной ситуации загрязнения (например, леса), но в результате поверхностного стока и/или миграции радионуклидов в каком-либо критическом элементе экосистемы может произойти значительное концентрирование радионуклидов, а значит, может быть превышен уровень предельно допустимого загрязнения в 1000 кБк/кг. Таким образом, начальное благополучие в радионуклидном загрязнении экосистемы может означать последующее неблагополучие в будущем, в зависимости от скоростей процессов переноса и концентрирования радионуклидов. Иначе говоря, экологически обоснованный предельно допустимый сброс радионуклидов в экосистему зависит не только и не столько от исходного загрязнения (сбросов и выбросов), но и от характеристики динамики радиоемкости конкретных типов экосистем. Очевидно, что в условиях радионуклидного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС значительных территорий, которые богаты озерами, малыми реками, болотами, во многих

из них можно ожидать превышения расчетного предлагаемого экологического норматива – N_k для биоты их донных отложений. Особенно это касается поверхностных водоемов и водотоков 30-км зоны ЧАЭС.

Проводимые в этой зоне обширные исследования показывают, что на малых озерах зоны уже наблюдается превышение уровня радионуклидного загрязнения – 370 кБк/кг в донных отложениях, а как следствие могут регистрироваться изменения в характеристиках популяций видов и целых сообществ, обитающих в донных отложениях этих озер. Мы полагаем, что данная область наблюдения реальных и ожидаемых дальнейших эффектов в бентосных организмах, важных для становления системы экологического нормирования, заслуживает самого пристального внимания.

Таким образом, мы можем сделать следующие выводы.

1. Развиваемая нами теория радиоемкости экосистем позволила адекватно описать закономерности распределения радионуклидов для разных типов экосистем водоемов и суши.

2. На основе шкалы дозовых нагрузок на экосистемы и их элементы удалось оценить предельные концентрации радионуклидов, выше которых можно ожидать заметного влияния на структуру, биологические характеристики и параметры радиоемкости экосистем.

3. Закономерности перераспределения радионуклидов в разных типах экосистем, описываемые моделями радиоемкости, позволили на основе экологического нормирования определить предельно допустимые сбросы и выбросы радионуклидов в конкретные виды экосистем.

4. В конкретно выбранных экосистемах (пруд, водоем-охладитель, лес и т.д.) общий экологически обоснованный предельно допустимый сброс и выброс радионуклидов в целом в экосистему или в ее элементы определяется не только и не столько исходным радионуклидным загрязнением экосистемы и ее элементов, сколько динамикой перераспределения радионуклидов и реальными параметрами радиоемкости экосистемы.

5. Предлагаемый метод определения экологически обоснованных предельно допустимых радионуклидных загрязнений экосистем и их компонентов может служить теоретической основой для системы экологического нормирования радионуклидных сбросов и выбросов ядерных предприятий в нормальном и аварийных режимах.

6.5.3. Экологическое нормирование действия факторов разной природы и рисков – эквидозиметрия

Мы полагаем (на основе собственных исследований и литературных данных), что в современной экологии появилась возможность эквидозиметрической оценки действия самых разных вредных факторов и поллютантов – физической, химической и биологической природы. Речь идет о

сравнении эффектов на биоту разных факторов через оценку равного эффекта дозы облучения. То есть воздействие разных факторов на выполнение биотой экосистемы двух разных функций – обеспечение биопродуктивности и кондиционирования (очистки и поддержания высокого качества среды обитания) – может быть выражено в эквивалентных по эффекту дозах облучения. Ясно, что оценка эквивалентной дозы воздействия разных факторов на состояние и благополучие биоты экосистем требует специального исследования, но принципиально это возможно. Наши исследования, например на модельной экосистеме – водной культуре растений показала, что по ряду важнейших и определяющих показателей состояния биоты, эффект от разных концентраций такого тяжелого металла, как кадмий, эквивалентен соответствующим дозам внешнего гамма-облучения. Работает такое количественное соотношение – 3-5 мкМоль/литр кадмия в среде соответствует, примерно 1 Гр дозы острого гамма-облучения биоты. Есть основания полагать, что такие соотношения могут быть установлены практически для всех токсичных и вредных факторов среды. Следует отметить, что действующий гигиенический норматив – ПДК по кадмию в воде – 0,1 мг/л (1 мкМ/л) – соответствует дозе гамма-облучения 0,2–0,3 Гр. Эти дозы, по нашим оценкам, близки к дозам предлагаемого экологического норматива на радиационные факторы – 0,4-4 Гр/год. Таким образом, можно полагать, что действующие гигиенические нормативы и разрабатываемые экологические нормативы будут достаточно близки друг другу. Как показали наши исследования, в случае серьезных перераспределений поллютантов по биоте экосистем, экологические нормативы могут быть даже более жесткими, чем гигиенические нормативы.

После создания такой эквидозиметрической системы экологических нормативов возможно, для каждого конкретного вида производства может быть установлен спектр вредных факторов и степени их воздействия на биоту экосистем, в эквивалентных суммарных дозах облучения.

Для этого потребуется установить реальные и/или рассчитать, ожидаемые в случае аварий и инцидентов, концентрации поллютантов попадающих в окружающую среду. Затем следует сравнить их с действующими гигиеническими ПДК и определить суммарную приведенную концентрацию.

Пусть имеется i поллютантов в концентрациях C_i , а соответствующие гигиенические ПДК для них составляют $ПДК_i$. Тогда суммарное количество ПДК поллютантов составит:

$$\text{Суммарное количество ПДК} = \sum C_i / ПДК_i, \quad (6.8.)$$

Если эта величина значительно больше 1, то очевидно гигиеническое неблагополучие производства для человека. Полагаю, что если в результате

функционирования данного производства - в норме или после аварии (реальной или гипотетической) достигается значение ПДК сум. = 10 (десяти –кратное превышение ПДК), то риск для персонала, занятого на данном производстве и для населения попавшего в зону влияния производства (в санитарно- защитной зоне) и/ или аварии, может быть оценен как 1 – т.е. как максимальный риск.

Здесь могут быть применены известные в гигиене методы оценки ущерба для персонала и населения от влияния выбросов и сбросов поллютантов от данного производства. Пути воздействия здесь очевидны –

- загрязнение приземного слоя атмосферы (ингаляционная компонента)
- загрязнение водоемов и систем водообеспечения (питье и орошение)
- загрязнение почвенно-растительного комплекса (и сельхозпродуктов) - пищевой компонент.

Через оценки таких путей воздействия на человека могут быть оценены ущербы здоровью, и через цену человеческой жизни, стоимость ожидаемого ущерба - Y_1 – ущерб здоровью людей (персонал и население).

Кроме ущерба здоровью людей, должны быть оценены еще три составляющих ущерба – 1) рекреационный ущерб, 1) экологической ущерб, 3) материальный ущерб.

Остановимся на том, как определяется каждый из них:

1) Рекреационный ущерб – утрата рекреационных функций ОС (например, при загрязнении нефтепродуктами водоема – затрудняется его использование в культурных и спортивно- оздоровительных целях (охота, рыбалка и т.п.). Тоже самое, относится к пляжам, рекам, лесным угодьям, морскому побережью и т.д.

2) Экологический ущерб – ухудшение условий жизнеобитания растений, птиц и диких животных, снижение экологической емкости – защитной функции экосистем. Сюда же должны быть отнесены и затраты на реабилитацию и контрмеры по защите и ремедиации экосистем хозяйственного и рекреационного назначения.

6.6. Принципы нормирования. Экогигиенические нормативы

В большинстве стран мирового сообщества в настоящее время принята концепция «приемлемого риска» (ALARA). Эта общепринятая концепция нашла отражение в четырех основных принципах:

1. Первый принцип - оправданность деятельности по управлению риском, которая должна согласовываться со стратегической целью управления риском, формулируемой как стремление к обеспечению материальных и духовных благ при обязательном условии: Практическая деятельность не может быть оправдана, если выгода от этой деятельности в целом не превышает вызываемого ею ущерба.

2. Второй принцип – оптимизация защиты по критерию среднестатистической ожидаемой продолжительности предстоящей жизни в обществе. Оптимальным считается вариант сбалансированных затрат на продление жизни за счет снижения уровня риска и за счет выгоды, получаемой от хозяйственной деятельности.

3. Третий принцип - необходимость учета всего спектра существующих опасностей; вся информация о принимаемых решениях по управлению риском должна быть доступна широким слоям населения.

4. Четвертый принцип - учет требований о не превышении предельно допустимых экологических нагрузок на экосистемы. По существу, он состоит в том, что обеспечение безопасности человека, живущего сегодня, следует достигать путем реализации таких решений, которые не подвергают риску способность природы обеспечить безопасность и потребности человека будущих поколений.

Математическое определение риска

Для оценки степени опасности важны не только вероятность (частота) ее появления, но и тяжесть последствий для индивидуума, общества и окружающей среды.

Вводят понятие риска – R , определяемого как произведение вероятности – P неблагоприятного события (аварии, катастрофы и т.п.) и ожидаемого ущерба – Y в результате этого события:

$$R = P \cdot Y$$

или

$$R = \sum P_i Y_i \quad (6.9)$$

Если могут быть иметь место несколько (i) неблагоприятных событий с различными вероятностями – P_i и соответствующими им ущербами Y_i .

Заклучение и выводы

Экологическая страховая защита населения, персонала и окружающей среды является основным средством защиты от аварий и катастроф природного и техногенного происхождения. В силу сложности описания, понимания и прогнозирования экологических процессов, особенно в ситуациях аварий и катастроф, основным средством защиты является оценка рисков, ущербов и экологическое страхование от этих рисков. Радиационный риск в размере 10^{-4} в год, на Украине оценивается в деньгах примерно в 4000 долларов США, согласно закону о радиационной защите населения. Это дает нам основание применить эту оценку ко всем радиоэкологическим рискам, которые возникли после аварии на ЧАЭС, и могут возникать в будущем. Используя данное денежное выражение для экологических рисков в радиационных ситуациях, можно предложить следующий алгоритм страховой защиты населения, персонала и окружающей среды в зоне влияния радиационных технологий:

1. Построить модели поражения и повреждения экосистем (включая человека) при различных сценариях нормального и аварийного функционирования конкретной радиационной технологии на реальной территории зоны ее влияния.

2. На основе модели и натурных измерений провести расчет и анализ экологических рисков для населения, персонала и окружающей среды в зоне влияния исследуемых радиационных технологий.

3. На основе моделей и натурных данных провести оценку ущерба в результате нормального и аварийного режимов функционирования радиационных и других опасных технологий, для населения, персонала и биоты окружающей среды, и перевести их в денежное выражение. Можно исходить из соотношения, любой риск - 10^{-4} , по стоимости оценивается в 4000 \$ США.

4. Установить конкретных виновников формирования экологических рисков, а при их отсутствии ответственным за риск является государство.

5. На этой основе следует провести расчет величины стоимости страхового полиса по известной формуле: сумма страхового полиса на год = ущерб $\times$ величину риска за год.

6. Оптимальным является приобретение страховых полисов для персонала (делают владельцы и администрация предприятия) и для населения в зоне влияния опасных технологий (осуществляют владельцы предприятий или государство, выдавшее лицензию для конкретного предприятия с радиационной или другой опасной технологией).

Следует подчеркнуть, что подобный алгоритм может быть с успехом применен и для других опасных технологий (электростанций, химических механических и других производств).

Особенно, сложно оценить ущерб в случае воздействия на биоту экосистем. Для этого еще следует вести средства и методы оценки стоимости поврежденной земли, лесов, лугов, озер. Эта методика на Украине пока не разработана. Для оценки ущерба для людей из населения и персонала существуют вполне приемлемые методики.

Литература к 6 части

1. Музалевский А.А., Карлин Л.Н. Экологические риски. Теория и Практика. - Сп-Б. 2011. - 447 с.
2. Башкин В.Н. Экологические риски. Расчет, управление, страхование. - М.: Высшая школа, 2007. - 358 с.
3. Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г. Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле// Радиационная биология и радиоэкология. — 1995.- Т. 35. № 4. С. 536-548.
4. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., В.В. Родина. Надежность экологических систем. Теория, модели и практические результаты. Palmarium academic publishing, 2013. - 318 с.

5. Кутлахмедов Ю.А., Гродзинский Д.М., Михеев А.Н., Родина В.В. Методы управления радиоемкостью. Методическое пособие. – К.: КГУ, 2006. - 172 с.

Вопросы и упражнения к 6 части

1. Почему действующие штрафы недостаточны для компенсации реальных ущербов, особенно после аварии
2. Опишите страховой алгоритм Бернулли.
3. Опишите страховой алгоритм Колумба и его суть.
4. В чем отличие гигиенического и экологического риска?
5. Каковы принципы страховой защиты персонала?
6. Что такое запроектная авария?
7. Опишите алгоритм расчета ущерба от экологических последствий аварий на опасных производствах.
8. На чем построена шкала дозовых нагрузок Поликарпова?
9. Почему необходимо руководствоваться этими величинами предельно допустимых выбросов и сбросов в экосистемы?
10. Какова оценка допустимых сбросов и складирования радионуклидов и рисков в пресноводном водоеме?
11. Какова оценка допустимых сбросов и складирования радионуклидов и рисков в склоновых экосистемах?
12. Что такое эквидозиметрия ?

ЧАСТЬ 7.. ЗАКЛЮЧЕНИЕ (Перспективы надежностного анализа в экологии)

7.1. Вступление

Развернутая нами в книге, идея об использовании теории и моделей надежности сложных систем к оценке надежностных характеристик экосистем разной сложности, на наш взгляд весьма перспективна. В книге речь идет, в частности, об оценках надежности транспорта поллютантов (в частности радионуклидов) по экосистемам от окружающей среды к биоте и к людям. Конечно, этот подход не отображает всех свойств экосистемы, но позволяет оценивать важнейшую функцию экосистемы, как «поставщика» поллютантов через структуру экосистемы к людям. Нам удалось впервые предложить и описать в нашей книге критерий для такой оценки надежности каждого из компонент экосистемы через показатель радиационной емкости. В терминах камерных моделей разных экосистем удалось обосновать и оценить надежность каждого их компонент экосистемы (камеру) через отношение суммы скоростей поступления поллютантов в каждую из камер , отнесенную к сумму скоростей поступления и оттока поллютантов из данной камеры в сопряженные с ней другие камеры рассматриваемой экосистемы. Так мы предлагаем через такой показатель оценивать надежность удержания поллютантов в каждой из камер экосистемы. Затем описывая блок-схему камерной модели экосистемы мы предлагаем рассматривать экосистему, как систему надежности транспорта поллютантов (например, радионуклидов) от источника до биоты экосистем, а также до людей использующих данную экосистему как источник воздуха, воды и пищевых продуктов.

7.2. Пример использования данного надежностного подхода к конкретной озерной экосистеме.

Проиллюстрируем перспективы и особенности данного подхода на простом примере конкретной озерной экосистемы. Начнем с построения камерной модели. Построим модель озера на который упала радиоактивность по ^{137}Cs (исходный запас определяем в 100 единиц, и обозначаем через $-p(t)$) и $(x(t)-\text{камера водосборной площади возле данного озера, } y(t)-\text{камера -зеркало озера, } z(t)-\text{камера -вода озера, } k(t)-\text{камера биота озера, } l(t)-\text{камера илы озера, } m(t) -\text{люди, использующие данную озерную экосистему.}$

Рассмотрим камерную модель их 7 камер - (источник $A_0=100$ единиц, Построим блок схему данной экосистемы озера

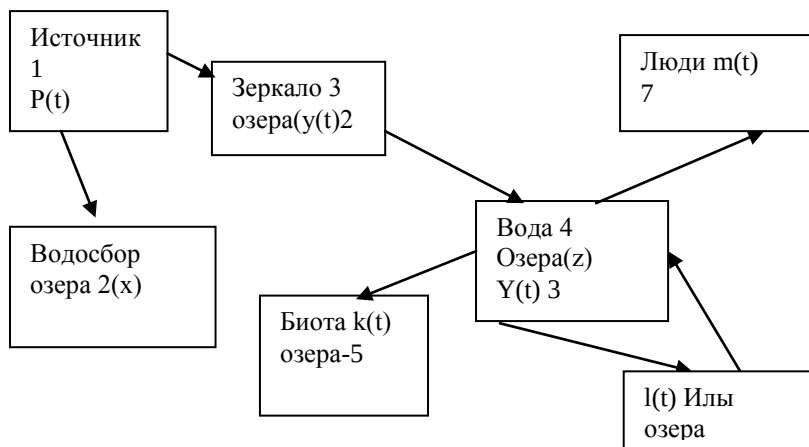


Рис. 7.1. Блок схема камерной модели простой озерной экосистемы.

Известно, что такие камерные модели описываются в виде системы обыкновенных дифференциальных уравнений. В данном случае для простоты рассмотрим вариант с постоянными коэффициентами – скоростями перехода поллютантов между камерами. Реальные значения коэффициентов уравнений получены нами из натурных наблюдений и из литературных данных. Используя эти значения образуем систему уравнений для данной камерной модели в программном продукте Maple5. Можно использовать и другие математические программные продукты:

```
sys:=diff(p(t),t)=-0.43*p(t), diff(x(t),t)=0.2*p(t)-0.13*x(t), diff(y(t),t)=0.1*p(t)-0.73*y(t), diff(z(t),t)=0.7*y(t)+0.1*x(t)-0.53*z(t), diff(k(t),t)=0.2*z(t)-0.33*k(t), diff(l(t),t)=0.3*k(t)+0.4*z(t),diff(m(t),t)=0.1*z(t)+0.1*p(t)-0.33*m(t);
fcns:={p(t),x(t),y(t),z(t),l(t),m(t),k(t)}; dsolve({sys,p(0)=100,x(0)=0,y(0)=0,z(0)=0,k(0)=0,l(0)=0,m(0)=0},fcns,method=laplace);
```

Начальные условия можно выбрать любые. В нашем случае мы предполагаем, что исходно поллютанты содержатся только в камере – источник, и это одноразовое загрязнение.

Решаем данную систему дифференциальных уравнений методом Лапласа и получаем следующие результаты:

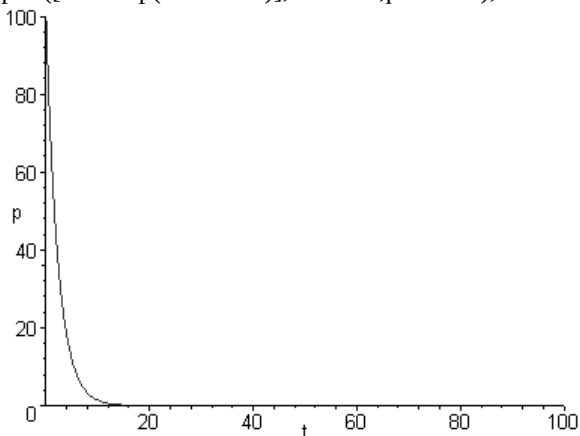
$$\begin{aligned} \{x(t) = \frac{400}{3} e^{(-7/25 t)} \sinh\left(\frac{3}{20} t\right), l(t) = \frac{1516800000}{23790481} - \frac{750}{11} e^{(-\frac{33}{100} t)} + \frac{10000}{129} e^{(-\frac{43}{100} t)} \\ + \frac{3000}{53} e^{(-\frac{53}{100} t)} - \frac{8750}{219} e^{(-\frac{73}{100} t)} - \frac{3500}{39} e^{(-\frac{13}{100} t)}, \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
k(t) &= -\frac{1000}{3} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} + 300 e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} - \frac{175}{3} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{50}{3} e^{\left(-\frac{13}{100}t\right)} + 75 e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)}, \\
p(t) &= 100 e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)}, \\
m(t) &= \frac{275}{2} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)} - \frac{800}{3} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} + 150 e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} - \frac{175}{6} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{25}{3} e^{\left(-\frac{13}{100}t\right)}, \\
y(t) &= \frac{200}{3} e^{\left(-\frac{29}{50}t\right)} \sinh\left(\frac{3}{20}t\right), \\
z(t) &= \frac{500}{3} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} - 300 e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} + \frac{350}{3} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{50}{3} e^{\left(-\frac{13}{100}t\right)} \}
\end{aligned}$$

Для наглядности, можно представить графики поступления и нахождения радионуклидов в каждой из камер:

1. Камера источник

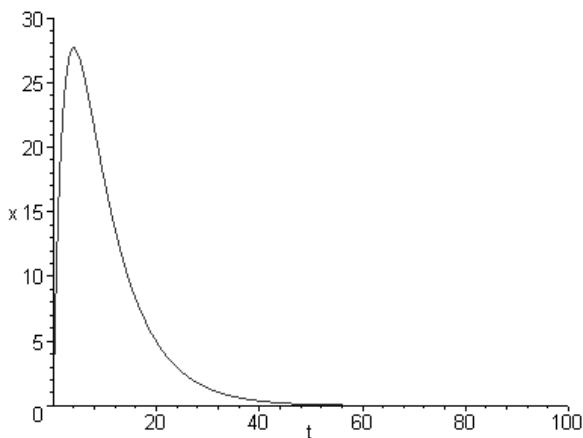
plot([100*exp(-43/100*t)],t=0..100,p=0..100);



Видно, что источник резко отдает, имеющуюся в нем радиоактивность

2. Камера -Водосборная площадь озера

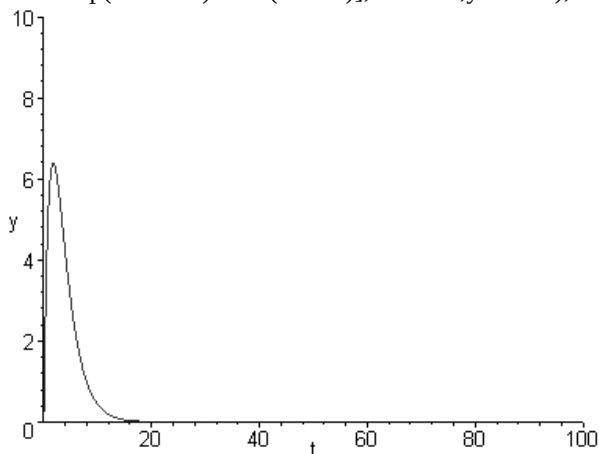
plot([400/3*exp(-7/25*t)*sinh(3/20*t)],t=0..100,x=0..30);



На водосборной площади озера сначала накапливается радиоактивность и формируется пик (в 28%)от исходного запаса на 9 год после начала сброса и затем плавно сбрасывается дальше по экосистеме. Полагаем, что сначала радионуклиды в виде аэрозолей попадают на зеркало озера.

3. Камера-зеркало озера

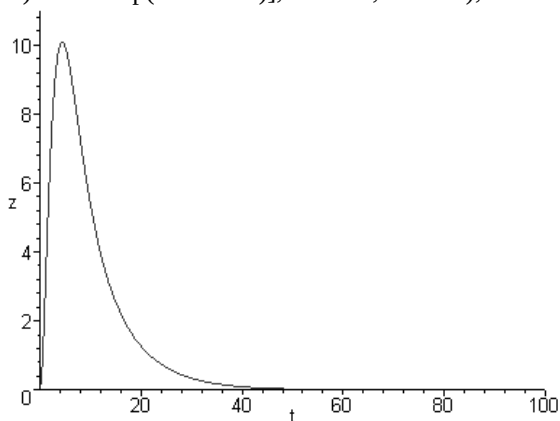
$\text{plot}([200/3*\exp(-29/50*t)*\sinh(3/20*t)], t=0..100, y=0..10);$



Видно, на зеркало озера накапливается активность с пиком (в 6% от запаса) на 4 год после начала сброса, а затем перемещается в водную толщу озера.

4. Камера- вода озера

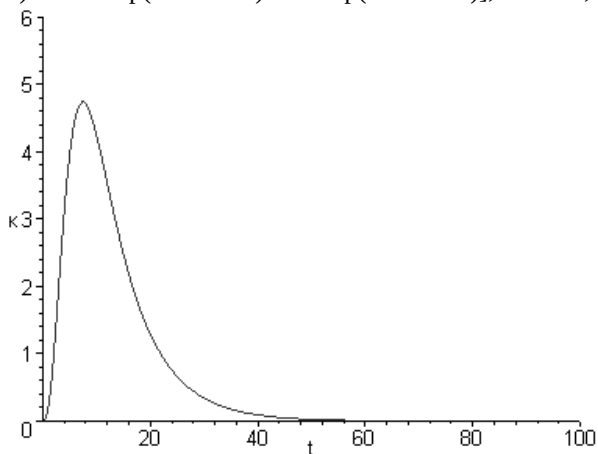
$\text{plot}([500/3*\exp(-43/100*t)-300*\exp(-53/100*t)+350/3*\exp(-73/100*t)+50/3*\exp(-13/100*t)], t=0..100, z=0...11);$



Вода реально получает радиоактивность и формирует пик (в 10% от запаса) радиоактивности на 8 год после аварии, и который потом распределяется дальше.

5. камера- биота озера

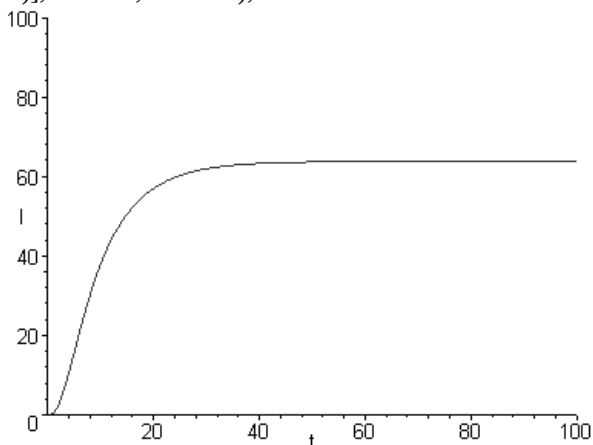
$\text{plot}([-1000/3*\exp(-43/100*t)+300*\exp(-53/100*t)-175/3*\exp(-73/100*t)+50/3*\exp(-13/100*t)+75*\exp(-33/100*t)], t=0..100, k=0...6);$



Биота озера плавно набирает радиоактивность и формирует пик (в 5% от запаса) на 9 год, который со временем уходит в донные отложения и далее.

6. Камера - донные илы озера.

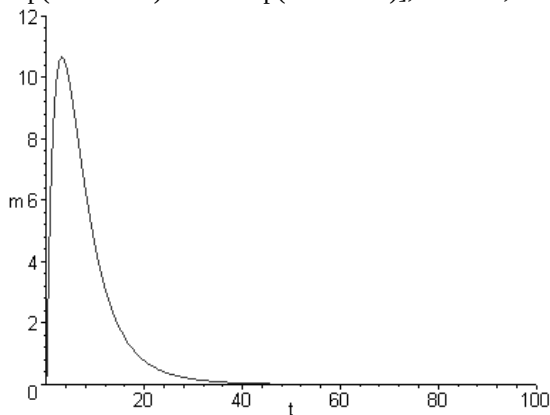
```
plot([1516800000/23790481-750/11*exp(-33/100*t)+10000/129*exp(-43/100*t)+3000/53*exp(-53/100*t)-8750/219*exp(-73/100*t)-3500/39*exp(-13/100*t)],t=0..100,l=0...100);
```



Уровень радионуклидного загрязнения илов плавно растет и на 20 год формирует плато в 60 единиц от исходного запаса. Этот результат показывает хорошо известный факт, о конечном депонировании радионуклидов в донных отложениях пресноводных водоемов

7. Камера-люди использующие данное озеро для питья, и орошения

```
plot([275/2*exp(-33/100*t)-800/3*exp(-43/100*t)+150*exp(-53/100*t)-175/6*exp(-73/100*t)+25/3*exp(-13/100*t)],t=0..100,m=0...12);
```



Люди через водопользование (питье, орошение) наращивают потребление радионуклидов и при этом образуется пик в 11% от запаса, на 5 год после разового сброса радионуклидов. Теперь сделаем оценку надежности транспорта радионуклидов в данной озерной экосистеме от ОС к людям.

Из блок схемы видно, что в плане надежности, данная экосистема образует собою последовательно параллельную систему, надежность которой может быть оценена в соответствии, выше приведенными формулами. Тогда формула расчета общей надежности данной экосистемы озера, по способности доставить радионуклиды к человеку будет следующая:

Формула расчета общей надежности данной экосистемы озера, по способности доставить радионуклиды к человеку

$$F_{\text{общее}} = F_1 \cdot F_2 \cdot F_3 \cdot [(1 - (1 - F_4) \cdot (1 - F_5) \cdot (1 - F_6))] \cdot F_7 \quad (1)$$

Из системы уравнений по формуле $F_i = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji})$ (2) можно подсчитать все значения $F_1 = 1/(1+0,43) = 0,7$; $F_2 = 0,2/0,33 = 0,61$; $F_3 = 0,1/0,83 = 0,12$; $F_4 = 0,8/1,33 = 0,6$; $F_5 = 0,2/0,53 = 0,38$; $F_6 = 1$; $F_7 = 0,2/0,53 = 0,38$. и подставить в уравнение (1) и рассчитываем общую надежность данной экосистемы ($F_{\text{общее}} = 0,02$.) Только 2% радиоактивности из исходного запаса попадает к человеку через водопользование..

Проведем расчет надежности доставки радионуклидов в камеру биота по более укороченной формуле (3):

$$F_{\text{биоты}} = F_1 \cdot F_2 \cdot F_3 \cdot [(1 - (1 - F_5) \cdot (1 - F_6))] \quad (3)$$

Тут оценка $F_{\text{биоты}}$ биоты составит 0,03. То есть 3 % от запаса. Можно оценить дозовые нагрузки на людей и на биоту. Пусть водопользованием из данного озера занимается 10000 человек. Если положить исходный запас радиоактивности 100 Ки ^{137}Cs , то к людям через водопользование (питье и орошение) может попасть 2 Ки = $7,2 \cdot 10^{10}$ Бк разделим их на 10^5 людей. Тогда на каждого жителя приходится $7,2 \cdot 10^2$ кБк. Это при дозовой цене каждого беккереля $2 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк составит в среднем 14 мЗв/год. Предположим, что озеро имеет 1 км^2 площади и при глубине 4 м (прототип озеро Глубокое в 30-км зоне ЧАЭС), составит объем в 10^7 м^3 . При реальной плотности биоты в озере 10 г/м^3 , ее вес составит около 10^5 кг /на озеро. Тогда среднее содержание радионуклидов в кг биоты составит $1130 \text{ кБк/кг} = 1,13 \text{ МБк/кг}$. По нашим оценкам доза, на такую биоту, может достигать 7-8 Гр/год. Эта доза, как нами оценивалось, ранее намного превысит допустимую дозу в 4 Гр/год. Можно сделать вывод, что если доза в 14 мЗв/год для людей, составит коллективную дозу в 1400 чел.Зв /год. Это может привести к гибели 92 человек из данной когорты людей. В тоже время, вся биота озера может быть угнетена или даже погибнуть. Таков сравнительный анализ экологической безопасности ситуации в данной озерной экосистеме. Хотим подчеркнуть важность и перспективность такого надежностного анализа экологической безопасности разного типа экосистем.

7.3. Пример использования данного надежностного подхода к конкретной озерной экосистеме с применением разных контрмер

Предложенный нами подход еще и интересен тем, что тут мы имеем возможность просчитать возможность использование контрмер разного типа для защиты людей от попадания к ним радионуклидов.

Это такие контрмеры: Дорога перерезающая водосборную площадь , Использование Turf Cutter на пойме озера для снятия дернины . Также создадим условия для повышения уровня биоты в озере . При этом поступление радионуклидов с водосбора, упадет минимум в 2 раза. При этом значение скорости перехода между камерой водосбор и зеркало озера и вода будет в 2 раза меньше.

Построим для этой ситуации новую систему дифференциальных уравнений для данной модели озерной экосистемы:

sys:=diff(p(t),t)=-0.43*p(t),diff(x(t),t)=0.2*p(t)-0.43*x(t), diff(y(t),t)=0.1*p(t)-0.73*y(t), diff(z(t),t)=0.01*x(t)+0.7*y(t)-0.53*z(t), diff(k(t),t)=0.5*z(t)-0.33*k(t), diff(m(t),t)=0.1*p(t)+0.1*z(t)-0.33*m(t), diff(l(t),t)=0.3*k(t)+0.4*z(t);
fcns:={p(t),x(t),y(t),z(t),k(t),l(t),m(t)}; dsolve({sys,p(0)=100,x(0)=0,y(0)=0,z(0)=0,k(0)=0,l(0)=0,m(0)=0},fcns,method=laplace);

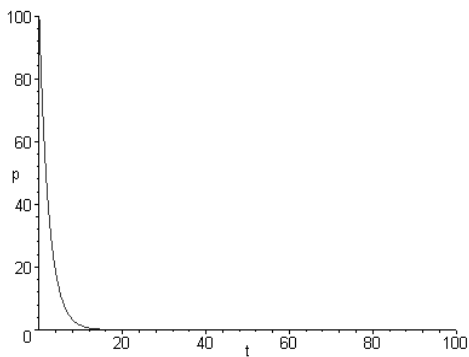
Решение данной системы уравнений:

$$\begin{aligned} \{m(t) &= \frac{10675}{58} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)} - \frac{12800}{39} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} + \frac{8475}{49} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} - \frac{175}{6} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{20000}{55419} e^{(-1/25 t)}, \\ z(t) &= \frac{8900}{39} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} - \frac{16950}{49} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} + \frac{350}{3} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{2000}{1911} e^{(-1/25 t)}, \\ p(t) &= 100 e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)}, x(t) = \frac{4000}{39} e^{\left(-\frac{47}{200}t\right)} \sinh\left(\frac{39}{200}t\right), k(t) = \\ &= -\frac{44500}{39} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} + \frac{42375}{49} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} - \frac{875}{6} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{100000}{55419} e^{(-1/25 t)} + \frac{24375}{58} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)}, \\ l(t) &= \frac{100110000}{1830037} - \frac{121875}{319} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)} + \frac{979000}{1677} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} - \frac{84750}{371} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} \\ &= -\frac{875}{219} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} - \frac{190000}{7917} e^{(-1/25 t)}, y(t) = \frac{200}{3} e^{\left(-\frac{29}{50}t\right)} \sinh\left(\frac{3}{20}t\right) \} \end{aligned}$$

Пострим графики для этих решений :

1. Камера источник

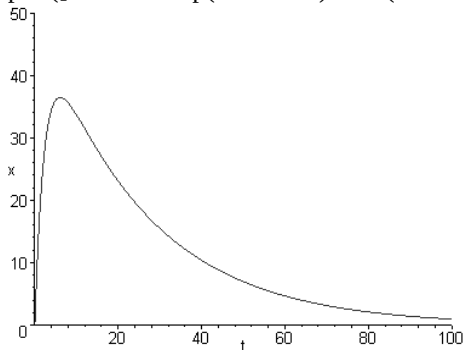
plot([100*exp(-43/100*t)],t=0..100,p=0..100);



Источник плавно сбрасывает активность

2. Камера-водосборная территория (включая пойму озера)

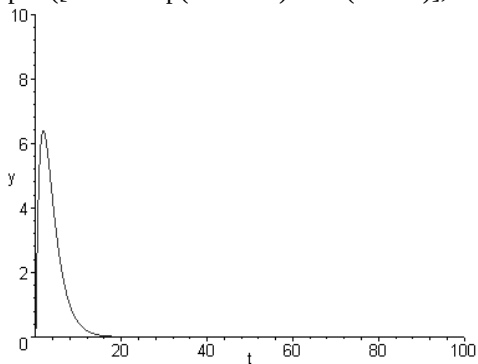
`plot([4000/39*exp(-47/200*t)*sinh(39/200*t)],t=0..100,x=0...50);`



Водосбор накапливает радиоактивность с пиком на 10 год после аварии

3. Камера- зеркало озера

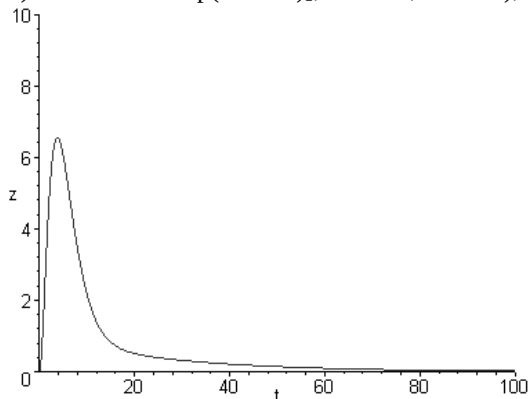
`plot([200/3*exp(-29/50*t)*sinh(3/20*t)],t=0..100,y=0...10);`



Зеркало озера накапливает активность с пиком на 3 год

4. Камера-вода озера

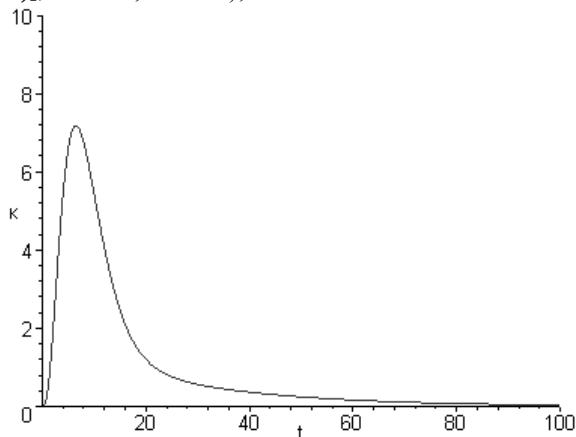
$\text{plot}([8900/39*\exp(-43/100*t)-16950/49*\exp(-53/100*t)+350/3*\exp(-73/100*t)+2000/1911*\exp(-1/25*t)],t=0..100,z=0...10);$



Вода в озере плавно накапливают активность с пиком на 6 год

5. Камера биота озера.

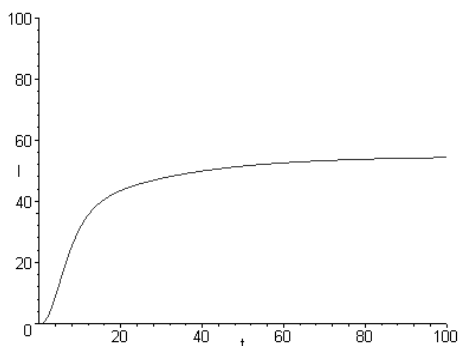
$\text{plot}([-44500/39*\exp(-43/100*t)+42375/49*\exp(-53/100*t)-875/6*\exp(-73/100*t)+100000/55419*\exp(-1/25*t)+24375/58*\exp(-33/100*t)],t=0..100,k=0...10);$



Биота тоже плавно накапливает активность с пиком на 8 год

6. Камера- илы озера

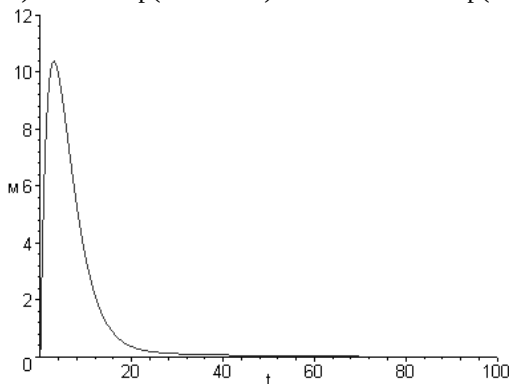
$\text{plot}([100110000/1830037-121875/319*\exp(-33/100*t)+979000/1677*\exp(-43/100*t)-84750/371*\exp(-53/100*t)-875/219*\exp(-73/100*t)-190000/7917*\exp(-1/25*t)],t=0..100,l=0...100);$



Илы плавно набирают активность и формируют полку в 43% на 20 год

7. Камера люди, использующие озеро для питья и орошения

$\text{plot}([10675/58*\exp(-33/100*t)-12800/39*\exp(-43/100*t)+8475/49*\exp(-53/100*t)-175/6*\exp(-73/100*t)+20000/55419*\exp(-1/25*t)], t=0..100, m=0...12);$



Уровень поступления радионуклидов к людям плавно нарастает и формирует пик (10%) на 5 год

При использовании контрмер уменьшаются уровни загрязнения: воды, илов и растет загрязнение водосбора

7.4. Пример использования данного надежностного подхода к конкретной озерной экосистеме с применением разных контрмер и с постоянным дополнительным сбросом радиоактивности (+0,05t) .

Построим систему уравнений для описания данной ситуации в озерной экосистеме:

$$\text{sys}:=\text{diff}(p(t),t)=0.05*t-0.43*p(t), \text{diff}(x(t),t)=0.2*p(t)-0.43*x(t),$$

```
diff(y(t),t)=0.1*p(t)-0.73*y(t),diff(z(t),t)=0.01*x(t)+0.7*y(t)-0.53*z(t),
diff(k(t),t)=0.5*z(t)-0.33*k(t), diff(m(t),t)=0.1*p(t)+0.1*z(t)-0.33*m(t),
diff(l(t),t)=0.3*k(t)+0.4*z(t):fcns:={p(t),x(t),y(t),z(t),k(t),l(t),m(t)};
dsolve({sys,p(0)=100,x(0)=0,y(0)=0,z(0)=0,k(0)=0,l(0)=0,m(0)=0},fcns,method
=laplace);
```

```
fcns := { p(t), x(t), y(t), z(t), k(t), m(t), l(t) }
```

$$\{ m(t) = \frac{246700}{5490111} t - \frac{10573753898750}{30141318792321} + \frac{5839225}{31581} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)} - \frac{7910400}{24037} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} \\ + \frac{3406950}{19663} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} - \frac{155575}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{1250}{2639} e^{(-1/25 t)},$$

$$y(t) = \frac{50}{3139} t - \frac{580000}{9853321} - \frac{177800}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{61800}{1849} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)}, z(t) = \frac{5325}{166367} t \\ - \frac{12119904375}{27677978689} + \frac{5500200}{24037} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} - \frac{6813900}{19663} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} + \frac{622300}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} \\ + \frac{125}{91} e^{(-1/25 t)}, x(t) = -\frac{1236000}{24037} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} + \frac{875}{13} e^{(-1/25 t)} + \frac{25}{43} t - \frac{29375}{1849},$$

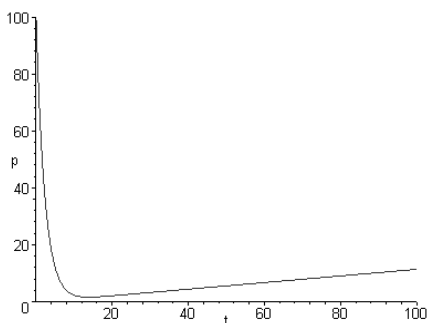
$$p(t) = \frac{5}{43} t + 5 e^{\left(-\frac{43}{200}t\right)} \left(20 \cosh\left(\frac{43}{200} t\right) - \frac{37180}{1849} \sinh\left(\frac{43}{200} t\right) \right), l(t) = \frac{50055}{3660074} t^2 \\ - \frac{1400848824875}{3349035421369} t + \frac{1154481524306341748125}{18386576206247581959} - \frac{44443750}{115797} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)} \\ + \frac{605022000}{1033591} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} - \frac{34069500}{148877} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} - \frac{1555750}{389017} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} - \frac{11875}{377} e^{(-1/25 t)},$$

$$k(t) = -\frac{27501000}{24037} e^{\left(-\frac{43}{100}t\right)} + \frac{17034750}{19663} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} - \frac{777875}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{6250}{2639} e^{(-1/25 t)} \\ + \frac{4444375}{10527} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)} + \frac{88750}{1830037} t - \frac{8142454531250}{10047106264107} \}$$

Построим графики решений для этого варианта:

1. Камера источник

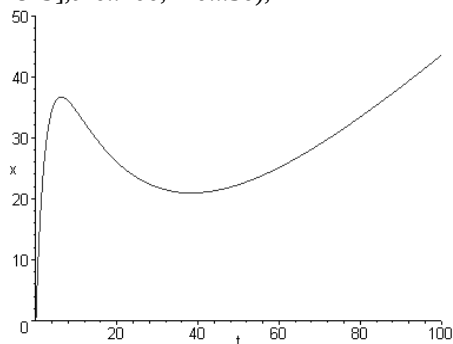
```
plot([5/43*t+5*exp(-43/200*t)*(20*cosh(43/200*t)-
37180/1849*sinh(43/200*t))],t=0..100,p=0..100);
```



Источник сбрасывает активность и затем плавно набирает

2. Камера - водосборная территория озера

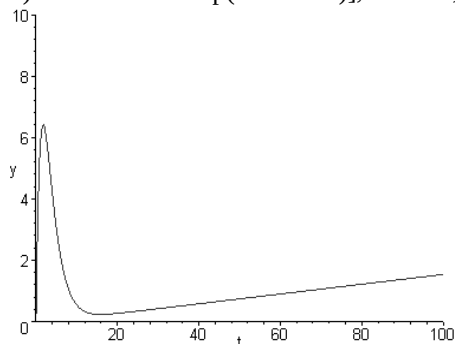
$\text{plot}([-1236000/24037*\exp(-43/100*t)+875/13*\exp(-1/25*t)+25/43*t-29375/1849], t=0..100, x=0...50);$



Водосбор накапливает радиоактивность с пиком на 10 год

3. Камера- зеркало озера

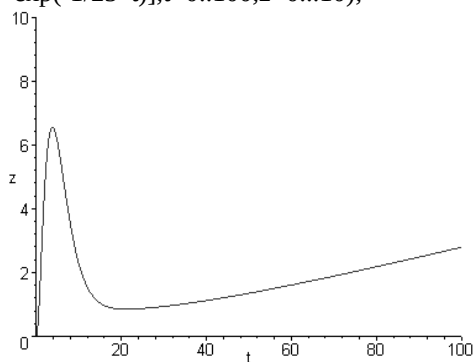
$\text{plot}([50/3139*t-580000/9853321-177800/5329*\exp(-73/100*t)+61800/1849*\exp(-43/100*t)], t=0..100, y=0...10);$



Зеркало озера накапливает активность с пиком на 3 год

4. Камера - вода озера

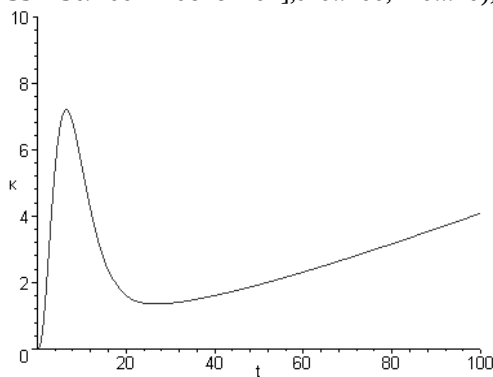
$\text{plot}([5325/166367*t-12119904375/27677978689+5500200/24037*\exp(-43/100*t)-6813900/19663*\exp(-53/100*t)+622300/5329*\exp(-73/100*t)+125/91*\exp(-1/25*t)], t=0..100, z=0..10);$



Вода в озере плавно накапливают активность с пиком на 6 год

5. Камера - биота озера

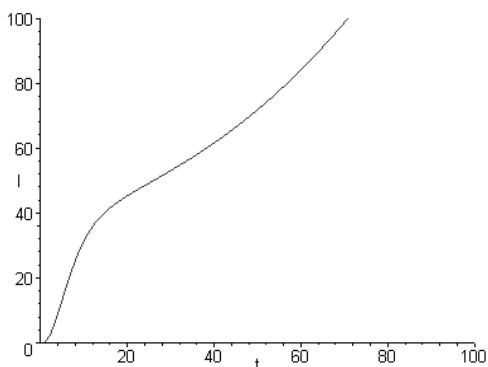
$\text{plot}([-27501000/24037*\exp(-43/100*t)+17034750/19663*\exp(-53/100*t)-777875/5329*\exp(-73/100*t)+6250/2639*\exp(-1/25*t)+4444375/10527*\exp(-33/100*t)+88750/1830037*t-142454531250/10047106264107], t=0..100, k=0..10);$



Биота плавно накапливает активность с пиком на 8 год и затем снова набирает

6. Камера- илы озера

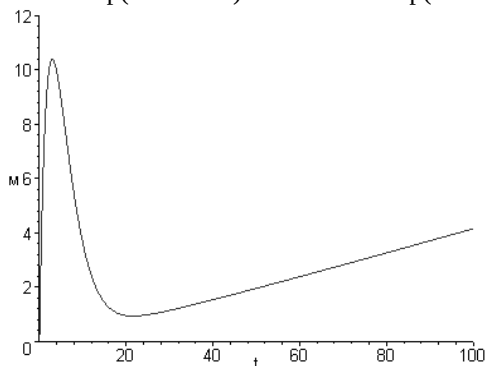
$\text{plot}([50055/3660074*t^2-1400848824875/3349035421369*t+1154481524306341748125/18386576206247581959-44443750/115797*\exp(-33/100*t)+605022000/1033591*\exp(-43/100*t)-34069500/148877*\exp(-53/100*t)-1555750/389017*\exp(-73/100*t)-11875/377*\exp(-1/25*t)], t=0..100, l=0..100);$



Илы плавно набирают активность и формируют полку в 43% на 20 год и далее постоянно добавляют

7. Камера- люди использующие озеро

plot([246700/5490111*t-
10573753898750/30141318792321+5839225/31581*exp(-33/100*t)-
7910400/24037*exp(-43/100*t)+3406950/19663*exp(-53/100*t)-
155575/5329*exp(-73/100*t)+1250/2639*exp(-1/25*t)],t=0..100,m=0...12);



Уровень поступления радионуклидов к людям плавно нарастает и формирует пик на 5 год

Формула расчета общей надежности данной экосистемы озера, по способности доставить радионуклиды к человеку:

$$F_{\text{общее}} = F1 \cdot F2 \cdot F3 \cdot [(1-(1-F4) \cdot (1-F5) \cdot (1-F6))] \cdot F7 \quad (1)$$

Из системы уравнений по формуле $F = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji})$ можно подсчитать все значения F_i - и подставить в уравнение -1 и оценить общую надежность данной экосистемы ($F_{\text{общее}}=0,01$). Рассчитано, что только 1% радиоактивности попадает к человеку через водопользование. Это также как и без дополнительного сброса. Правда общий сброс при этом растет за счет дополнительного сброса радионуклидов от источника.

Показано, что предлагаемый в данной книге надежностный подход создает массу возможностей для анализа. Здесь можно в соответствии с разными начальными условиями и скоростями обмена поллютантами между камерами, моделировать весь спектр возможных ситуаций в любой заданной экосистеме. Данный надежностный подход позволяет оценивать надежность транспорта радионуклидов при разных ситуациях, а также оценивать дозовые нагрузки на биотические компоненты экосистем. Можно также учесть влияние защитных контрмер, и проводить выбор самых оптимальных до реального их использования. Речь идет о принципиальной возможности проводить экологические исследования на моделях, до уровня их практического использования, дорогого и часто не эффективного.

7.5. Пример использования данного надежностного подхода к конкретной озерной экосистеме с применением разных контрмер и с постоянным дополнительным сбросом радиоактивности (+0,2t), с учетом аварии на расположенной рядом авиабазе (пожар на складе ГСМ)

Сделаем модель с аварией - пожаром на авиабазе - где есть хранилище ГСМ. Тут будут резко изменены скорости перехода от источника к водосборной площади и далее в озеро.

Построим соответствующую систему дифференциальных уравнений для данной озерной экосистемы:

```
sys:=diff(p(t),t)=0.2*t-0.83*p(t),diff(x(t),t)=0.5*p(t)- 0.4*x(t),
diff(y(t),t)=0.3*p(t)-0.73*y(t),diff(z(t),t)=0.3*x(t)+0.7*y(t)-
0.83*z(t),diff(k(t),t)=0.1*z(t)- 0.53*k(t), diff(m(t),t)=0.2*p(t)+ 0.3*z(t)-
0.33*m(t),diff(l(t),t)=0.5*k(t)+0.4*z(t):fcns:={p(t),x(t),y(t),z(t),k(t),l(t),m(t)};
dsolve({sys,p(0)=100,x(0)=0,y(0)=0,z(0)=0,k(0)=0,l(0)=0,m(0)=0},fcns,
method=laplace);
fcns := { p(t), x(t), y(t), z(t), k(t), m(t), l(t) }
```

$$\{ p(t) = \frac{20}{83}t - \frac{2000}{6889} + \frac{690900}{6889} e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)},$$

$$y(t) = \frac{600}{6059}t - \frac{9360000}{36711481} - \frac{2072700}{6889} e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)} + \frac{1604700}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)},$$

$$x(t) = -\frac{34545000}{296227} e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)} + \frac{25}{83}t - \frac{15375}{13778} + \frac{10125}{86} e^{(-2/5 t)}, z(t) =$$

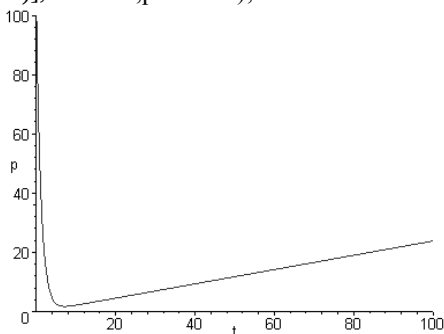
$$\frac{11232900}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{151875}{1849} e^{(-2/5 t)} - \frac{72751770}{296227} t e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)}$$

$$\begin{aligned}
& -\frac{2314465566300}{1057234163} e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)} + \frac{96750}{502897} t - \frac{2590475625}{3047052923}, l(t) = \frac{1267425}{26653541} t^2 \\
& -\frac{3890238577875}{8559171660707} t + \frac{269670218170267175625}{5497162235775713578} + \frac{21217500}{1935401} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} \\
& -\frac{7745625}{48074} e^{(-2/5)t} - \frac{168493500}{389017} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{1697541300}{24586841} t e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)} \\
& + \frac{46878564852000}{87750435529} e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)}, k(t) = \frac{967500}{26653541} t - \frac{1959160331250}{8559171660707} - \frac{424350}{36517} e^{\left(-\frac{53}{100}t\right)} \\
& + \frac{1518750}{24037} e^{(-2/5)t} - \frac{5616450}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} + \frac{24250590}{296227} t e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)} \\
& + \frac{1059989707800}{1057234163} e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)}, m(t) = \frac{5326100}{16595601} t - \frac{6375500098750}{3318240633147} \\
& - \frac{8424675}{5329} e^{\left(-\frac{73}{100}t\right)} - \frac{4556250}{12943} e^{(-2/5)t} + \frac{43651062}{296227} t e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)} \\
& + \frac{1657848480216}{1057234163} e^{\left(-\frac{83}{100}t\right)} + \frac{2795789}{7623} e^{\left(-\frac{33}{100}t\right)} \}
\end{aligned}$$

Построим графики нахождения радионуклидов в каждой из камер озерной данной экосистемы:

1. Камера источник:

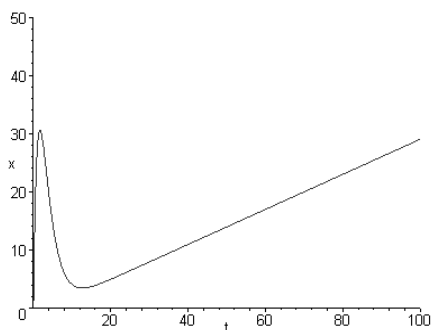
plot([20/83*t-2000/6889+690900/6889*exp(-83/100*t)],t=0..100,p=0..100);



Источник резко сбрасывает активность и затем набирает.

2. Камера –водосборная площадь озера, где и произошел пожар

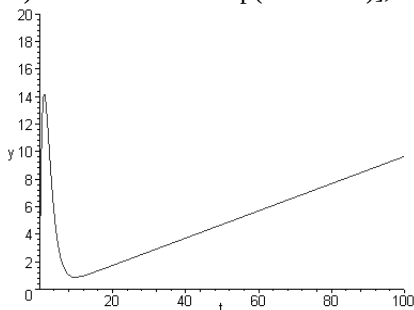
plot([-34545000/296227*exp(-83/100*t)+25/83*t-15375/13778+10125/86*exp(-2/5*t)],t=0..100,x=0...50);



Водосборная территория накапливает радиоактивность с пиком в 30 % от запаса на 2 год и затем аварийно добавляет

3. Камера зеркало озера

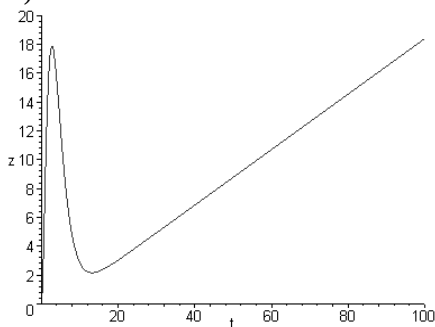
$\text{plot}([600/6059*t-9360000/36711481-2072700/6889*\exp(-83/100*t)+1604700/5329*\exp(-73/100*t)], t=0..100, y=0...20);$



Зеркало озера накапливает активность с пиком (в 14%) на 2 год.

4. Камера – вода в озере

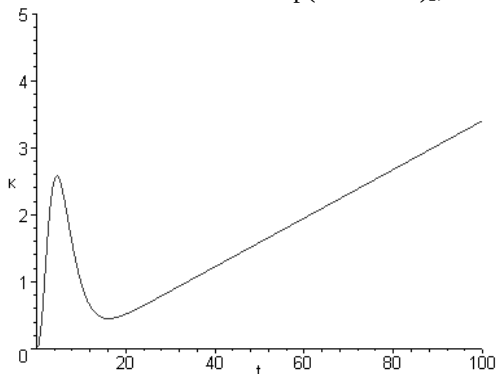
$\text{plot}([11232900/5329*\exp(-73/100*t)+151875/1849*\exp(-2/5*t)-72751770/296227*t*\exp(-83/100*t)-2314465566300/1057234163*\exp(-83/100*t)+96750/502897*t-2590475625/3047052923], t=0..100, z=0...20);$



Вода в озере резко накапливают активность с пиком (в 18% отзапаса) на 4 год

5. Камера- биота озера

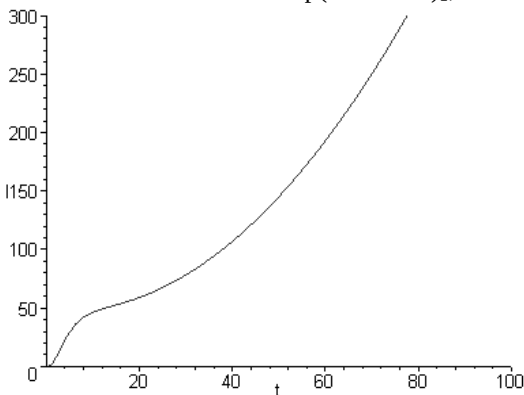
```
plot([967500/26653541*t-1959160331250/8559171660707-
424350/36517*exp(-53/100*t)+1518750/24037*exp(-2/5*t)-
5616450/5329*exp(-73/100*t)+24250590/296227*t*exp(-83/100*t)
+1059989707800/1057234163*exp(-83/100*t)],t=0..100,k=0...5);
```



Биота также резко накапливает активность с пиком (в 2,5%) на 5 год

6. Камера –донные отложения озера

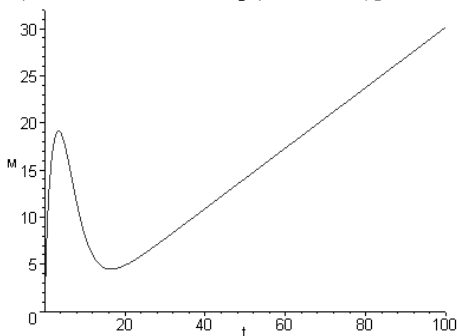
```
plot([1267425/26653541*t^2-3890238577875/8559171660707*t
+269670218170267175625/5497162235775713578+21217500/1935401*exp(-
53/100*t)-7745625/48074*exp(-2/5*t)-168493500/389017*exp(-
73/100*t)+1697541300/24586841*t*exp(-83/100*t)+
46878564852000/87750435529*exp(-83/100*t)],t=0..100,l=0...300);
```



Илы резко набирают активность и формируют полку в 50% на 10 год и далее набирают активность.

7. Камера-люди, использующие данную озерную экосистему (питьевая вода и орошение)

plot([5326100/16595601*t-6375500098750/3318240633147-8424675/5329*exp(-73/100*t)-4556250/12943*exp(-2/5*t)+43651062/296227*t*exp(-83/100*t)+ 1657848480216/1057234163*exp(-83/100*t)+2795789/7623*exp(-33/100*t)] ,t=0..100,m=0...32);



Уровень поступления радионуклидов к людям резко нарастает и формирует пик на 5 год (в 19% от начального запаса) далее идет постоянное нарастание

Формула расчета общей надежности данной экосистемы озера, по способности доставить радионуклиды к человеку

$$F_{\text{общее}} = F1 \cdot F2 \cdot F3 \cdot [(1-(1-F4) \cdot (1-F5) \cdot (1-F6))] \cdot F7 \quad (1)$$

$$\text{Из системы уравнений по формуле } Fi = \sum a_{ij} / (\sum a_{ij} + \sum a_{ji}) \quad (2)$$

можно подсчитать все значения $F1=1$; $F2=0.5/0.9=0.56$; $F3=0.3/1.03=0.29$; $F4=1/1.83=0.55$; $F5=0.1/0.63=0.16$; $F6=1$; $F7=0.5/0.83=0.6$.

и подставить в уравнение -1 и рассчитываем общую надежность данной экосистемы ($F_{\text{общее}} = 0.095$). То есть 9,5% радиоактивности из исходного запаса попадает к человеку через водопользование..

Проведем расчет надежности доставки радионуклидов в камеру биота по более укороченной формуле (3):

$$F_{\text{биоты}} = F1 \cdot F2 \cdot F3 \cdot [(1-(1-F5) \cdot (1-F6))] \quad (3)$$

Тут оценка F биоты составит 0,15. То есть 15 % от запаса влияет на биоту. Можно оценить дозовые нагрузки на людей и на биоту. Пусть водопользованием из данного озера занимается 10000 человек. Если положить исходный запас радиоактивности 100 Ки ^{137}Cs , то к людям через водопользование (питье и орошение) может попасть 9,5 Ки = $35,1 \cdot 10^{10}$ Бк разделим на 10^5 людей.. Тогда на каждого приходится $3,5 \cdot 10^3$ кБк. Это при дозовой цене каждого беккереля $2 \cdot 10^{-8}$ Зв/Бк составит в среднем 70 мЗв/год. Предположим, что озеро имеет 1 км², площади и при глубине 4 м (прототип озеро «Глубокое» в 30-км зоне ЧАЭС), составит объем в 10^7 м³. При

реальной плотности биоты в озере 10 г/м^3 , ее вес составит около 10^5 кг /на озеро . Тогда среднее содержание радионуклидов в кг биоты составит 5,6 МБк/кг. По нашим оценкам доза на такую биоту может достигать 37 Гр/год. Эта доза, как нами оценивалось ранее, намного превысит допустимую дозу в 4 Гр/год. Очевидно, что практически вся биота в данном озере в такой ситуации погибнет. Следует отметить, что 100 Ки в источнике, это ситуация реальная для 30 км зоне ЧАЭС. Можно сделать вывод, что если доза в 70 мЗв/год для людей, составит коллективную дозу в 7000 чел.Зв /год. Это может привести к гибели 511 человек из данной когорты людей.(Риск = $5 \cdot 10^{-3}$) В тоже время, вся биота озера может быть погибнуть.(Риск для биоты =1) Таков сравнительный анализ экологической безопасности ситуации, в данной озерной экосистеме. Хотим еще раз подчеркнуть, важность и перспективность такого надежностного анализа экологической безопасности разного типа экосистем.

Но даже если уровень загрязнения источника составляет реальные 10 Ки (характерные для пгт Иванков, например). Тогда в данной ситуации доза для биоты может достигать 4 Гр для биоты озера, а доза для людей составить около 7 мЗв, что превышает допустимый уровень дозы 1 мЗв. То есть в ситуации аварий, даже небольшие уровни радионуклидного загрязнения, могут иметь серьезные экологические последствия как для биоты , так и для людей, использующих данную озерную экосистему.

Приложение 1. Основные понятия надежности (по курсу лекций В.А.Дмитриева (Самара, 2008 г))

Надежность-это свойство объектов сохранять во времени в установленных пределах все параметры, обеспечивающие выполнение требуемых функций в заданных условиях эксплуатации (ГОСТ 27.002.89).

По причинам возникновения отказы делятся на *конструкционные*, вызванные недостатками конструкции изделия, *технологические*, вызванные несовершенством или нарушением технологии изготовления, и *эксплуатационные*, вызванные неправильной эксплуатацией.

По времени возникновения отказы делят на:

прирабочные, возникающие в первый период эксплуатации, связанные с отсутствием приработки и с попаданием на сборку дефектных элементов, не отбракованных контролем;

отказы при нормальной эксплуатации;

износосые отказы.

Надежность характеризуется свойствами, которые проявляются в эксплуатации и позволяют судить о том, насколько изделие оправдывает надежды его изготовителей и потребителей.

Рассмотрим эти свойства изделий с позиций надежности.

Безотказность- свойство непрерывно сохранять работоспособность в течение заданного времени или наработки.

Долговечность- свойство изделия длительно сохранять работоспособность до предельного состояния при установленной системе технического обслуживания и ремонтов. Для невозстанавливаемых изделий понятия долговечности и безотказности практически совпадают.

Ремонтопригодность - приспособленность изделия к предупреждению и обнаружению причин возникновения отказов, повреждений и поддержанию и восстановлению работоспособности путем технического обслуживания и ремонтов.

Сохраняемость - свойство объекта сохранять значения показателей безотказности, долговечности и ремонтпригодности после хранения и транспортирования.

Тема 1.2. Случайные величины и их характеристики. При эксплуатации изделий интересуются продолжительностью или объемом выполненной ими работы. При этом пользуются обобщающим понятием «*наработка*». В расчетах надежности многие параметры

(действующие нагрузки, механические свойства материалов, зазоры и натяги) должны рассматриваться случайными неизвестными заранее величинами. Они могут быть непрерывного типа (наработка до отказа, наработка между отказами) или дискретного типа (число отказавших изделий, число отказов).

Наиболее полно случайные величины могут быть охарактеризованы с помощью функции распределения $F(x)$, представляющей собой вероятность появления значения $X < x$. Для каждого числа x в диапазоне изменения случайной величины X существует определенная вероятность $P(X < x)$, что X не превосходит x . Эта зависимость $F(x) = P(X < x)$ называется *функцией распределения* или *функцией вероятности случайной величины* X . Функция распределения $F(x)$ является неубывающей (рис.1) функцией X (монотонно возрастающей для непрерывных процессов и ступенчато возрастающей для дискретных процессов) [1,2].

В пределах изменения случайной величины X она изменяется от 0 до 1. Функция распределения удовлетворяет условиям $F(-\infty) = 0$ и $F(\infty) = 1$. Вероятность обнаружения случайной величины X в интервале $x_1 < X < x_2$ равна

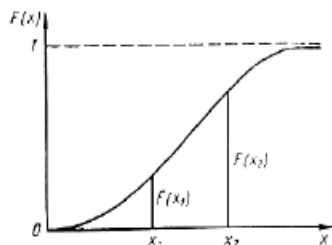
$$P(x_1 < X < x_2) = F(x_2) - F(x_1) \quad (1.1)$$

Для непрерывных случайных величин функция распределения имеет производную. Первая производная функции распределения называется плотностью вероятности $f(x)$

$$f(x) = dF(x)/dx. \quad (1.2)$$

Плотность вероятности удовлетворяет условию $f(x) \geq 0$. Вероятность попадания случайной величины в интервал $x_1 < X \leq x_2$ может быть найдена через плотность вероятности

$$P(x_1 < X \leq x_2) = \int_{x_1}^{x_2} f(x) dx. \quad (1.3)$$



Р и с.1. График функции распределения случайной величины

Функция распределения $F(x)$ случайной величины связана с её плотностью вероятности $f(x)$ соотношением

$$F(x) = \int_{-\infty}^x f(x) dx. \quad (1.4)$$

Числовые характеристики непрерывных случайных величин.

Характеристики распределений используются на практике в *статистической* трактовке для обработки результатов наблюдений и в *вероятностной* трактовке для прогнозирования надежности. В ряде случаев достаточно характеризовать распределение случайной величины некоторыми числовыми величинами: *математическим ожиданием* (средним значением), *модой* и *медианой*, характеризующими положение центра группирования случайной величины на числовой оси, и *дисперсией*, *средним квадратическим отклонением* и *коэффициентом вариации*, характеризующими рассеяние случайной величины.

Математическое ожидание или среднее значение случайной величины X обозначают через MX или m и определяют по формуле

$$MX = m = \int_{-\infty}^{\infty} xf(x) dx. \quad (1.5)$$

Значение математического ожидания, определяемое по результатам наблюдений как для дискретных, так и для непрерывных величин, называют оценкой среднего значения

$$m = \bar{t} = \frac{\sum_{i=1}^N t_i}{N}, \quad (1.6)$$

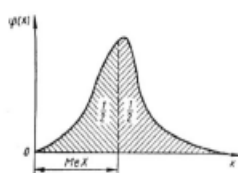
где N – общее число наблюдений; t_i – значение случайной величины.

Черта над обозначением случайной величины означает среднее значение. В ряде практических задач необходимо определить значения случайной величины, соответствующие заданным уровням вероятности – *квантили*. Значения квантилей для основных распределений наработки до отказа табулированы и приведены в [1-4].

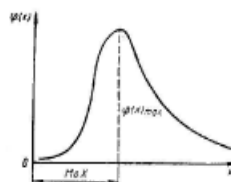
Квантиль, соответствующая вероятности 0,5, называется *медианой*. Медианой случайной величины X служит значение MeX , которое соответствует условию $P(X < MeX) = P(X > MeX) = 0,5$. Площадь под графиком функции плотности распределения делится медианой пополам (рис.2 а).

Модой случайной величины X является такое значение MoX , в котором плотность вероятности имеет максимальное значение (рис.2 б).

Для симметричного модального (имеющего один максимум) распределения математическое ожидание, мода и медиана совпадают.



а)



б)

Р и с.2. График плотности вероятности для определения медианы (а) и моды (б) случайной величины

«Дисперсия» означает рассеяние и характеризует разброс случайной величины относительно центра распределения. Для непрерывных случайных величин дисперсия определяется по формуле

$$DX = \sigma^2 = \int_{-\infty}^{\infty} (x - m)^2 f(x) dx. \quad (1.7)$$

Оценка дисперсии – среднее значение квадрата разности между значениями случайной величины и её средним значением

$$\bar{\sigma}^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (t_i - \bar{t})^2}{N - 1}. \quad (1.8)$$

Дисперсия имеет размерность квадрата случайной величины. *Среднее квадратическое отклонение*, представляющее собой квадратный корень из дисперсии, имеет ту же размерность, что и случайная величина.

$$\sigma = \sqrt{\bar{\sigma}^2}. \quad (1.9)$$

Для оценки рассеяния с помощью безразмерной величины используют *коэффициент вариации*, равный отношению среднего квадратического отклонения к среднему значению

$$V = \frac{\sigma}{\bar{t}}. \quad (1.10)$$

Коэффициент вариации показывает, насколько велико рассеивание по сравнению со средним значением случайной величины.

Моменты распределения. *Начальным моментом* k -го порядка h_k называется число, определяемое выражением

$$h_k = \int_{-\infty}^{\infty} x^k f(x) dx. \quad (1.11)$$

Центральный момент k -го порядка m_k определяется из выражения

$$m_k = \int_{-\infty}^{\infty} (x - m)^k f(x) dx. \quad (1.12)$$

Для статистической обработки результатов испытаний используют моменты первых четырех порядков. Между начальными и центральными моментами распределения существуют следующие зависимости:

$$\begin{aligned}
m_2 &= h_2 - h_1^2; \\
m_3 &= h_3 - 3h_2h_1 + 2h_1^3; \\
m_4 &= h_4 - 4h_3h_1 + 6h_2h_1^2 - 3h_1^4.
\end{aligned}
\tag{1.13}$$

Первый начальный момент равен математическому ожиданию случайной величины

$$h_1 = m. \tag{1.14}$$

Первый центральный момент распределения m_1 равен нулю. Второй центральный момент представляет дисперсию случайной величины

$$m_2 = \sigma^2. \tag{1.15}$$

Третий центральный момент m_3 используют для вычисления показателя асимметрии распределения

$$S_k = \frac{m_3}{\sigma^3}. \tag{1.16}$$

Четвертый центральный момент m_4 применяют для определения показателя эксцесса E_k , являющегося характеристикой крутости распределения

$$E_k = \frac{m_4}{\sigma^4} - 3. \tag{1.17}$$

Отличные от нуля показатели асимметрии и эксцесса указывают на отклонение рассматриваемого распределения от нормального.

Тема 1.3. Показатели надежности невосстанавливаемых изделий

Для *невосстанавливаемых потребителем* изделий показателями надежности являются:

Вероятность безотказной работы $P(t)$ – вероятность того, что при определенных условиях эксплуатации в пределах заданной наработки не произойдет ни одного отказа, т.е. $P(t) = P(T > t)$.

Вероятность безотказной работы по статистическим данным об отказах оценивается выражением

$$P(t) = \frac{N - n(t)}{N}, \quad (1.18)$$

где N – число испытываемых изделий; $n(t)$ – число отказавших изделий за время t .

Вероятность отказа – вероятность того, что при определенных условиях эксплуатации в пределах заданной наработки возникнет хотя бы один отказ, т.е. $Q(t) = P(T \leq t)$.

Вероятность отказа по статистическим данным об отказах оценивается выражением

$$Q(t) = \frac{n(t)}{N} \quad (1.19)$$

Отказ и безотказная работа являются событиями *несовместными* и противоположными

$$Q(t) = 1 - P(t), \text{ или } P(t) + Q(t) = 1. \quad (1.20)$$

Плотность распределения наработки до отказа $f(t)$ – это отношение числа отказавших изделий в единицу времени к первоначальному числу испытываемых изделий при условии, что все вышедшие из строя изделия не восстанавливаются.

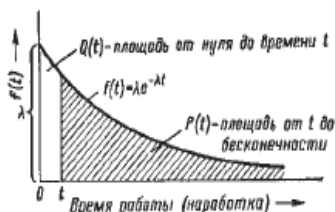
$$f(t) = \frac{n(\Delta t)}{N \cdot \Delta t}, \quad (1.21)$$

где $n(\Delta t)$ – число отказавших изделий в интервале от $t - \Delta t/2$ до $t + \Delta t/2$.

В вероятностной трактовке

$$f(t) = \frac{dQ}{dt} \text{ и } Q(t) = \int_0^t f(t) dt. \quad (1.22)$$

Это означает, что вероятность отказа Q за время t равна площади под кривой плотности $f(t)$ в интервале от 0 до t (рис.3). Эта площадь возрастает с увеличением времени работы t , и, следовательно, вероятность отказа также увеличивается со временем.



Р и с. 3. Экспоненциальная функция плотности

Вероятность безотказной работы в функции плотности $f(t)$ выражается зависимостью

$$P(t) = 1 - Q(t) = \int_0^{\infty} f(t) dt - \int_0^t f(t) dt = \int_t^{\infty} f(t) dt. \quad (1.23)$$

Это означает, что вероятность исправной работы уменьшается в соответствии с уменьшением площади под кривой плотности $f(t)$, как показано на рис.3. Общая площадь под этой кривой независимо от вида распределения всегда равна единице. В частности, для экспоненциального распределения

$$\int_0^{\infty} f(t) dt = \int_0^{\infty} \lambda \cdot e^{-\lambda t} dt = -[e^{-\lambda t}]_0^{\infty} = 1. \quad (1.24)$$

Интенсивность отказов $\lambda(t)$ — это отношение числа отказавших изделий в единицу времени к среднему числу изделий, исправно работающих в данный отрезок времени.

Согласно определению

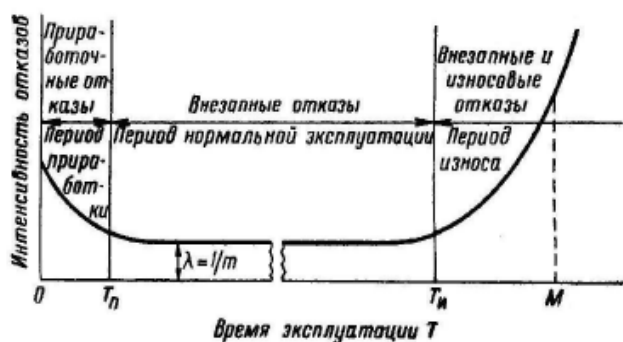
$$\lambda(t) = \frac{n(\Delta t)}{N_{cp} \cdot \Delta t} \quad (1.25)$$

где $N_{cp} = (N_i + N_{i+1})/2$ — среднее число исправно работающих изделий в интервале Δt .

В вероятностной трактовке, учитывая, что $N_{cp}/N = P(t)$,

$$\lambda(t) = \frac{f(t)}{P(t)}. \quad (1.26)$$

Построим кривую интенсивности отказов в зависимости от времени эксплуатации T для большого количества однотипных элементов (рис.4).



Р и с.4. Интенсивность отказов элемента как функция времени эксплуатации

В момент $T=0$ вводится в действие большое количество новых элементов одного типа. Эта совокупность элементов вначале может иметь высокую интенсивность отказов, если она содержит некоторое количество дефектных образцов. Так как дефектные элементы отказывают один за другим, интенсивность отказов относительно быстро уменьшается в течение так называемого периода «приработки» и становится приблизительно постоянной величиной к моменту T_n , когда дефектные детали уже отказали.

Совокупность элементов, прошедших период приработки, имеет наиболее низкий уровень интенсивности отказов, который сохраняется примерно постоянным. Соответствующий период называется «периодом нормальной эксплуатации», поскольку в этот период времени элементы могут использоваться наиболее успешно. Здесь экспоненциальный закон надежности служит хорошей аппроксимацией. Когда время использования элементов достигает значения $T_и$, начинается износ. С этого момента интенсивность отказов начинает довольно быстро возрастать. Если к моменту $T_и$ отказывает только небольшой процент общего количества элементов, то из числа elemen-

тов, проработавших безотказно до времени $T_{и}$, около половины откажут за период работы от $T_{и}$ до M . Время M является средним значением долговечности элементов с учетом износа. Назовем его просто средней долговечностью в отличие от средней наработки на отказ $m = 1/\lambda$ в течение периода нормальной эксплуатации. Средняя наработка на отказ $m = 1/\lambda$ обычно гораздо больше, чем средняя долговечность элемента M . Если внезапные отказы, имеющие постоянную интенсивность в течение всего периода нормальной эксплуатации, не могут быть устранены путем замены элементов, то износостовые отказы предупреждаются своевременной профилактической заменой. Ни один элемент не должен оставаться в работе без замены свыше времени $T_{и}$, иначе вероятность отказа элемента существенно возрастает, а вероятность отказа системы возрастет еще более резко. Поэтому *первое золотое правило надежности* состоит в следующем: в период нормальной эксплуатации элементы должны заменяться после отказа, и необходима своевременная профилактическая замена элемента, даже если он не отказал, в конце периода нормальной эксплуатации. *Второе золотое правило надежности* заключается в том, что перед сборкой изделия необходимо проводить отбраковку элементов, а затем их приработку в системе.

Средняя наработка до первого отказа $T_{ср}$ – это математическое ожидание $M(t)$ времени работы изделия до отказа. Как математическое ожидание $T_{ср}$ вычисляется через плотность распределения времени безотказной работы $f(t)$:

$$M(t) = T_{ср} = \int_0^{\infty} t \cdot f(t) dt \quad (1.27)$$

Другое более удобное выражение для средней наработки до первого отказа

$$T_{ср} = \int_0^{\infty} P(t) \cdot dt. \quad (1.28)$$

По статистическим данным об отказах $T_{ср}$ вычисляется по формуле

$$\bar{T}_{cp} = \frac{\sum_{i=1}^N t_i}{N}. \quad (1.29)$$

Получим выражение для вероятности безотказной работы в зависимости от интенсивности отказов. Для этого в выражение (1.26) подставим $f(t) = -dP(t)/dt$, разделим переменные и проинтегрируем:

$$P(t) = e^{-\int_0^t \lambda(t) dt}, \quad (1.30)$$

где $e = 2,718281$ - основание натуральных логарифмов.

Соотношение (1.30) является одним из основных уравнений теории надежности.

Тема 1.4. Показатели надежности восстанавливаемых изделий

Для *восстанавливаемых потребителем* изделий показателями надежности являются:

Параметр потока отказов $\omega(t)$ – это отношение числа отказавших изделий в единицу времени к числу испытываемых изделий при условии, что все вышедшие из строя изделия заменяются исправными (отремонтированными)

$$\bar{\omega}(t) = \frac{n(\Delta t)}{(N \cdot \Delta t)}, \quad (1.31)$$

где $n(\Delta t)$ – число отказавших изделий в интервале времени от $t-\Delta t/2$ до $t+\Delta t/2$;

Выражение (1.31) является статистическим определением параметра потока отказов.

Наработка на отказ – это среднее значение времени между соседними отказами. Эта характеристика определяется по статистическим данным об отказах по формуле

$$\bar{t}_{cp} = \frac{\sum_{i=1}^n t_i}{n}, \quad (1.32)$$

где t_i – время исправной работы изделия между $(i-1)$ -м и i -м отказами;
 n – число отказов за некоторый промежуток времени t .

Из формулы (1.32) следует, что наработка на отказ определяется по данным испытания одного изделия. Параметр потока отказов и наработка на отказ характеризуют надежность ремонтируемого изделия и не учитывают времени, необходимого на его восстановление. Поэтому они не характеризуют готовности изделия к выполнению своих функций в нужное время. Для этой цели вводятся такие критерии, как коэффициент готовности и коэффициент вынужденного простоя.

Коэффициентом готовности K_G называется отношение времени исправной работы к сумме времени исправной работы и вынужденных простоев изделия, взятых за один и тот же календарный срок. Согласно определению

$$K_G = \frac{t_p}{t_p + t_n}, \quad (1.33)$$

где t_p – суммарное время исправной работы изделия; t_n – суммарное время вынужденного простоя.

Времена t_p и t_n вычисляются по формулам

$$t_p = \sum_{i=1}^n t_{pi}, \quad t_n = \sum_{i=1}^n t_{ni}, \quad (1.34)$$

где t_{pi} – время работы изделия между $(i-1)$ -м и i -м отказом; t_{ni} – время вынужденного простоя после i -го отказа; n – число отказов (ремонтов) изделия.

Выражение (1.33) является статистическим определением коэффициента готовности. Для перехода к вероятностной трактовке величины t_p и t_n заменяются математическими ожиданиями времени между соседними отказами и времени восстановления соответственно. Тогда

$$K_G = \frac{t_{cp}}{t_{cp} + t_e}, \quad (1.35)$$

где t_{cp} – наработка на отказ; t_e – среднее время восстановления.

Установим зависимость между коэффициентом готовности системы и вероятностью заставить её в исправном состоянии в любой момент времени t . При этом рассмотрим наиболее простой случай, когда интенсивность отказов и интенсивность восстановления есть величины постоянные. Полагая, что при $t = 0$ система находится в исправном состоянии, вероятность заставить её в исправном состоянии определится из выражений

$$\begin{aligned} P_r(t) &= \frac{\mu}{\lambda + \mu} + \frac{\lambda}{\lambda + \mu} \cdot e^{-(\lambda + \mu)t}, \\ P_r(t) &= K_r + (1 - K_r) \cdot e^{-t/K_r \cdot \lambda}, \end{aligned} \quad (1.36)$$

где $\lambda = 1/T_{cp}$; $\mu = 1/t_{\theta}$; $K_r = T_{cp}/(T_{cp} + t_{\theta})$.

Из (1.36) следует, что $P_r(t) \rightarrow K_r$ при $t \rightarrow \infty$, т.е. практически коэффициент готовности имеет смысл вероятности заставить изделие в исправном состоянии при установившемся процессе эксплуатации.

Раздел 2. СТАТИСТИЧЕСКИЕ МОДЕЛИ НАДЕЖНОСТИ ИЗДЕЛИЙ

Тема 2.1. Расчет показателей надежности неремонтируемых изделий при основном соединении элементов. Если отказ технического устройства наступает при отказе одного из его элементов, то говорят, что такое устройство имеет *основное соединение элементов*. При расчете надежности таких устройств предполагают, что отказ элемента является событием случайным и независимым. Тогда вероятность безотказной работы изделия в течение времени t равна произведению вероятностей безотказной работы её элементов в течение того же времени. Так как вероятность безотказной работы элементов в течение времени t можно выразить через интенсивность отказов в виде (1.30), то расчетные формулы для вероятности безотказной работы технического устройства при основном соединении элементов можно записать в виде

$$P_c(t) = p_1(t) \cdot p_2(t) \dots p_N(t) = \prod_{i=1}^N p_i(t), \quad (2.1)$$

$$P_c(t) = \exp\left(-\int_0^t \lambda_1(t) dt\right) \cdot \exp\left(-\int_0^t \lambda_2(t) dt\right) \dots \exp\left(-\int_0^t \lambda_N(t) dt\right) = \exp\left(-\sum_{i=1}^N \int_0^t \lambda_i(t) dt\right).$$

Выражения (2.1) наиболее общие. Они позволяют определить вероятность безотказной работы изделий до первого отказа при *любом законе* изменения интенсивности отказов во времени.

На практике часто интенсивность отказов изделий является величиной постоянной. При этом время возникновения отказов обычно подчинено экспоненциальному закону распределения. В этом случае выражения для количественных характеристик надежности примут вид

$$P_c(t) = e^{-\lambda_c \cdot t} = e^{-t/T_{cp,c}}, \quad \lambda_c = \sum_{i=1}^N \lambda_i, \\ f_c(t) = \lambda_c \cdot e^{-\lambda_c \cdot t}, \quad T_{cp,c} = \frac{1}{\lambda_c}. \quad (2.2)$$

Если все элементы данного типа равнонадежны, интенсивность отказов системы запишется

$$\lambda_c = \sum_{i=1}^r N_i \cdot \lambda_i, \quad (2.3)$$

где N_i – число элементов i -го типа, r – число типов элементов.

На практике часто приходится вычислять вероятность безотказной работы высоконадежных систем. При этом произведение $\lambda_c \cdot t \ll 1$ значительно меньше единицы, а вероятность безотказной работы $P(t)$ близка к единице. В этом случае, разложив $e^{-\lambda_c \cdot t}$ в ряд и ограничившись первыми двумя его членами, с высокой степенью точности можно вычислить $P_c(t)$:

$$P_c(t) = e^{-\lambda_c \cdot t} = 1 - \lambda_c \cdot t + \frac{\lambda_c^2 \cdot t^2}{2!} - \frac{\lambda_c^3 \cdot t^3}{3!} + \dots$$

Тогда основные количественные характеристики надежности с достаточной для практики точностью определяются по следующим приближенным формулам

$$P_c(t) \approx 1 - t \cdot \sum_{i=1}^r N_i \lambda_i \approx 1 - \lambda_c \cdot t, \quad \lambda_c = \sum_{i=1}^r N_i \lambda_i,$$

$$T_c = \frac{1}{\sum_{i=1}^r N_i \lambda_i} = \frac{1}{\lambda_c}, \quad f_c(t) \approx \lambda_c (1 - \lambda_c \cdot t). \quad (2.4)$$

При значениях $P(t)$, близких к единице, приведенные ниже вычисления можно выполнять по следующим приближенным формулам

$$p_1(t) \cdot p_2(t) \cdot \dots \cdot p_N(t) \approx 1 - \sum_{i=1}^N q_i(t),$$

$$p_i^N(t) \approx 1 - N \cdot q_i(t),$$

$$\sqrt[N]{p_i(t)} \approx 1 - q_i(t) / N,$$

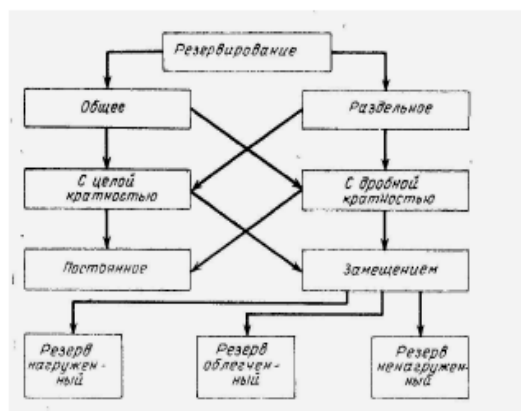
где $q_i(t)$ – вероятность отказа i -го блока.

Тема 2.2. Надежность резервированных систем. Способы резервирования. Основы теории резервирования. Если задана очень высокая надежность, приходится дублировать элементы и цепи, чтобы удовлетворить поставленным требованиям, то есть необходимо использовать *резервирование*. Резервированным соединением изделий называется такое соединение, при котором отказ наступает только после отказа основного и всех резервных изделий.

Общим резервированием называется метод повышения надежности, при котором резервируется изделие в целом. **Раздельным** резервированием называется метод повышения надежности, при котором резервируются отдельные части изделия.

Основным параметром резервирования является его **кратность**. Под кратностью резервирования m понимается отношение числа резервных изделий к числу резервируемых (основных). Различают резервирование с *целой* и *дробной* кратностью. При резервировании с целой кратностью величина m есть целое число, при резервировании с дробной кратностью величина m есть дробное несокращаемое число. Например, $m=4/2$ означает наличие резервирования с дробной кратностью, при котором число резервных элементов равно 4, число основных 2, а общее число элементов равно 6.

По способу включения резервирование делится на *постоянное* и резервирование *замещением*. При *постоянном* резервировании резервные изделия подключены к основным в течение *всего* времени работы и находятся в одинаковом с ними режиме. При резервировании *замещением* резервные изделия замещают основные *после их отказа*. При этом резервные элементы до момента включения в работу могут находиться в трех состояниях: *нагруженном* резерве, *облегченном* резерве, *ненагруженном* резерве. На практике применяются способы резервирования, приведенные на рис.5.



Р и с.5. Способы резервирования

Основы теории резервирования. В расчетах надежности системы используются основные правила теории вероятностей [1,3]:

1) Если А и В – два независимых события, вероятности которых $P(A)$ и $P(B)$, то вероятность того, что имеют место *оба события*, равна произведению

$$P(AB) = P(A) \cdot P(B). \quad (2.6)$$

2) Если достаточно, чтобы из двух совместимых событий произошло хотя бы одно – или событие А, или событие В, или же оба вместе, то

$$P(A \vee B) = P(A) + P(B) - P(A) \cdot P(B) \quad (2.7)$$

3) Если события несовместимы, то есть когда происходит одно, другое не может произойти, то формула (2.7) упрощается:

$$P(A \vee B) = P(A) + P(B) \quad (2.8)$$

4) Если два события не только не совместимы, но и противоположны, то есть когда не происходит А, происходит $B(\bar{A})$, и наоборот, из (2.8) получаем

$$P(A) + P(B) = 1. \quad (2.9)$$

Предполагая отказы элементов независимыми, получаем следующие основные формулы для расчетов надежности комбинации из двух и более элементов.

1) Если P_1 – надежность одного элемента, а P_2 – надежность другого элемента, то вероятность того, что оба элемента будут работать безотказно в течение заданного времени t , равна

$$P_{\text{посл}}(t) = P_1(t) \cdot P_2(t) = \exp \left[- \int_0^t \lambda_1 dt \right] \exp \left[- \int_0^t \lambda_2 dt \right]. \quad (2.10)$$

2) Вероятность того, что один или оба элемента откажут, равна

$$\begin{aligned} Q_{\text{посл}}(t) &= Q_1(t) + Q_2(t) - Q_1(t) \cdot Q_2(t) = 1 - P_1(t) + 1 - P_2(t) - [1 - P_1(t)][1 - P_2(t)] = \\ &= 1 - P_1(t) \cdot P_2(t) = 1 - P_{\text{посл}}(t). \end{aligned} \quad (2.11)$$

3) Вероятность того, что будут работать один или два элемента равна

$$P_{\text{парал}}(t) = P_1(t) + P_2(t) - P_1(t) \cdot P_2(t) = \exp \left[- \int_0^t \lambda_1 dt \right] + \exp \left[- \int_0^t \lambda_2 dt \right] - \exp \left[- \int_0^t (\lambda_1 + \lambda_2) dt \right]. \quad (2.12)$$

4) Вероятность, что откажут оба элемента, равна

$$Q_{\text{парал}}(t) = Q_1(t) \cdot Q_2(t) = [1 - P_1(t)][1 - P_2(t)] = 1 - P_1(t) - P_2(t) + P_1(t) \cdot P_2(t) = 1 - P_{\text{парал}}(t). \quad (2.13)$$

Тема 2.3. Надежность систем при постоянном резервировании.

Расчет надежности системы при постоянном резервировании основан на формулах (2.12) и (2.13), которые определяют надежность двух элементов, соединенных параллельно. Однако часто параллельно работают более чем два элемента, поэтому необходимо обобщить указанные формулы. Сформулируем правило для вычисления вероятности того, что из трех событий A , B , C , имеющих вероятности $P(A)$, $P(B)$, $P(C)$, выполняются либо A , либо B , либо C , либо любая комбинация этих трех событий. Это правило аналитически записывается в виде

$$P(AVBVC) = P(A) + P(B) + P(C) - P(A)P(B) - P(A)P(C) - P(B)P(C) + P(A)P(B)P(C). \quad (2.14)$$

Если три события имеют одинаковую вероятность $P(A) = P(B) = P(C) = P$, то

$$P(AVBVC) = 3P - 3P^2 + P^3. \quad (2.15)$$

Используя (2.15) для случая трех постоянно включенных элементов, имеющих одинаковую интенсивность отказов λ , вычисляем надежность этого параллельного соединения как вероятность того, что хотя бы один из трех элементов будет исправен

$$P_e(t) = 3e^{-\lambda t} - 3e^{-2\lambda t} + e^{-3\lambda t}.$$

Аналогичным образом можно получить формулы надежности для четырех параллельно работающих элементов. Однако существует более простой способ подсчета надежности параллельно работающих элементов. Используя формулу $P + Q = 1$, вычисляем вначале ненадежность Q , а затем, вычитая её из 1, получим величину надежности. На основании (2.13) следует, что вероятность отказа двух элементов равна $Q_c = Q_1Q_2$, вероятность отказа трех параллельно работающих

элементов составляет $Q_c = Q_1 Q_2 Q_3$, а ненадежность n параллельно работающих элементов

$$Q_c(t) = Q_1(t) \cdot Q_2(t) \cdot Q_3(t) \dots Q_n(t) = \prod_{i=1}^n Q_i(t). \quad (2.16)$$

Тогда надежность n работающих параллельно элементов получим как

$$P_c(t) = 1 - Q_c(t) = 1 - \prod_{i=1}^n Q_i(t). \quad (2.17)$$

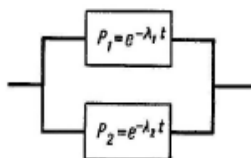
Если работающие параллельно элементы одинаковы, то формулы (2.16) и (2.17) упрощаются

$$Q_c(t) = Q^n, \quad P_c(t) = 1 - Q^n,$$

где Q – ненадежность одного элемента.

На рис.6 показана схема соединения двух элементов, работающих параллельно и имеющих интенсивности отказов λ_1 и λ_2 . Надежность этой системы в соответствии с (2.7) равна

$$P_c(t) = e^{-\lambda_1 t} + e^{-\lambda_2 t} - e^{-(\lambda_1 + \lambda_2)t},$$



Р и с. 6. Надежность двух параллельно включенных элементов

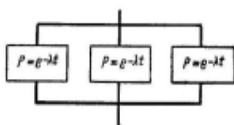
а средняя наработка на отказ

$$T_{ср.с} = \int_0^{\infty} P_c(t) dt = \int_0^{\infty} e^{-\lambda_1 t} dt + \int_0^{\infty} e^{-\lambda_2 t} dt - \int_0^{\infty} e^{-(\lambda_1 + \lambda_2)t} dt = \frac{1}{\lambda_1} + \frac{1}{\lambda_2} - \frac{1}{\lambda_1 + \lambda_2}.$$

Если элементы одинаковы, то есть $\lambda_1 = \lambda_2 = \lambda$, то ненадежность системы $Q_c(t) = Q_1 \cdot Q_2 = Q^2 = (1 - e^{-\lambda t})^2$, а надежность определится как дополнение до 1. $P_c(t) = 1 - Q_c(t) = 1 - (1 - e^{-\lambda t})^2 = 2e^{-\lambda t} - e^{-2\lambda t}$. Средняя наработка на отказ в этом случае $T_{sp,c} = \frac{2}{\lambda} - \frac{1}{2\lambda} = \frac{3}{2\lambda}$.

Для трех одинаковых элементов, работающих параллельно (рис.7), надежность системы и средняя наработка до отказа запишутся в виде $P_c(t) = 1 - Q_c(t) = 1 - Q^3 = 1 - (1 - e^{-\lambda t})^3 = 3e^{-\lambda t} - 3e^{-2\lambda t} + e^{-3\lambda t}$,

$$T_{sp,c} = \int_0^{\infty} P_c(t) dt = \frac{1}{\lambda} + \frac{1}{2\lambda} + \frac{1}{3\lambda} = \frac{11}{6\lambda}.$$



Р и с. 7. Надежность трех параллельно включенных элементов

Если три элемента, работающие параллельно, неодинаковы, тогда

$$P_c(t) = 1 - Q_1 Q_2 Q_3 = 1 - (1 - e^{-\lambda_1 t})(1 - e^{-\lambda_2 t})(1 - e^{-\lambda_3 t}),$$

$$T_{sp,c} = \frac{1}{\lambda_1} + \frac{1}{\lambda_2} + \frac{1}{\lambda_3} - \frac{1}{\lambda_1 + \lambda_2} - \frac{1}{\lambda_1 + \lambda_3} - \frac{1}{\lambda_2 + \lambda_3} + \frac{1}{\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3}.$$

В общем случае для n одинаковых элементов, работающих параллельно, получаем

$$P_c(t) = 1 - Q_c(t) = 1 - Q^n = 1 - (1 - e^{-\lambda t})^n,$$

$$T_{sp,c} = \frac{1}{\lambda} + \frac{1}{2\lambda} + \frac{1}{3\lambda} + \dots + \frac{1}{n\lambda}. \quad (2.18)$$

Если имеется n одинаковых элементов или цепей в параллельной системе, вероятности всех возможных исходов операций данной длительности получаются с помощью разложения бинома

$$(P + Q)^n = P^n + nP^{n-1}Q + \frac{n(n-1)}{2!}P^{n-2}Q^2 + \frac{n(n-1)(n-2)}{3!}P^{n-3}Q^3 + \dots + Q^n = 1, \quad (2.19)$$

где P и Q – соответственно надежность и ненадежность одного элемента или цепи.

Если эти величины известны, можно вычислить вероятности возможных различных комбинаций событий для заданного промежутка времени в предположении, что параллельные элементы или цепи в рассматриваемый период работают одновременно и что они имеют одинаковую надежность. В приведенном выражении первое слагаемое выражает вероятность того, что все n элементов будут безотказно работать, второе – вероятность того, что откажет один элемент, третье – вероятность того, что откажут два элемента; последнее слагаемое является вероятностью того, что откажут все n элементов. Например, для четырех одинаковых элементов, работающих параллельно, биномиальное разложение имеет вид:

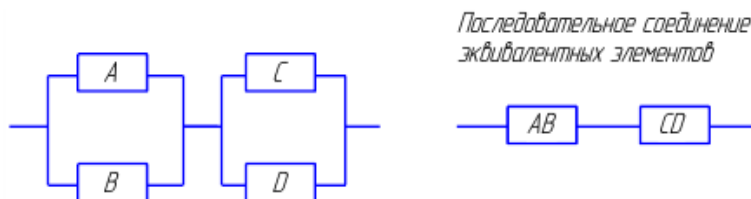
$$(P + Q)^4 = P^4 + 4P^3Q + 6P^2Q^2 + 4PQ^3 + Q^4 = 1.$$

Чтобы не произошел отказ системы, должен безотказно работать хотя бы один элемент. Отказ системы выражает последнее слагаемое, поэтому надежность системы $P_c(t) = P^4 + 4P^3Q + 6P^2Q^2 + 4PQ^3$. Если для успешного выполнения задания должны работать по крайней мере три элемента из четырех, то надежность системы $P_c(t) = P^4 + 4P^3Q$, так как отказ двух элементов ($6P^2Q^2$) и отказ трех элементов ($4PQ^3$) означает отказ системы. Если элементы неодинаковы и имеют различную надежность, вычисления несколько усложняются. Тогда для трех элементов вместо $(P+Q)^3$ следует записать

$$(P_1 + Q_1)(P_2 + Q_2)(P_3 + Q_3) = P_1P_2P_3 + (P_1P_2Q_3 + P_1P_3Q_2 + P_2P_3Q_1) + (P_1Q_2Q_3 + P_2Q_1Q_3 + P_3Q_1Q_2) + Q_1Q_2Q_3 = 1. \quad (2.20)$$

Если, например, для успешного выполнения задания требуется безотказная работа двух элементов, то надежность системы определится выражением $P_c(t) = P_1P_2P_3 + (P_1P_2Q_3 + P_1P_3Q_2 + P_2P_3Q_1)$. Подобным же образом можно вычислить надежность системы и для четырех неодинаковых параллельных элементов.

Тема 2.4. Сочетание параллельного и последовательного соединений элементов. Рассмотрим в качестве примера последовательное соединение подсистем с параллельными элементами, показанное на рис.8.



Р и с.8. Система с последовательно-параллельным соединением элементов

Для вычисления надежности этой системы вначале объединим параллельно соединенные элементы подсистем и будем рассматривать последовательное соединение эквивалентных элементов. Пусть известны показатели надежности этих элементов: $P(A)=0,9$; $P(B)=0,8$; $P(C)=0,7$; $P(D)=0,6$. Тогда вероятность безотказной работы последовательно соединенных эквивалентных элементов равна $P(AB)=1-0,1 \cdot 0,2=0,98$ и $P(CD)=1-0,3 \cdot 0,4=0,88$.

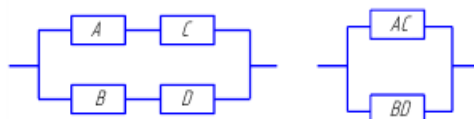
Таким образом, вероятность безотказной работы системы, состоящей из 2-х последовательно соединенных эквивалентных элементов, равна

$$P_{ст} = P(AB) \cdot P(CD) = 0,98 \cdot 0,88 = 0,8624.$$

Вторая система показана на рис.9, где подсистемы с последовательным соединением элементов соединены параллельно. В этом случае методика преобразования состоит в том, что вначале объединяются последовательно соединенные элементы подсистем, а затем рассматриваются параллельно соединенные эквивалентные элементы. Пусть элементы имеют такую же надежность, как и в предыдущем примере. Тогда вероятность безотказной работы параллельно соеди-

ненных эквивалентных элементов равна $P(AC)=0,9 \cdot 0,7=0,63$ и $P(BD)=0,8 \cdot 0,6=0,48$.

Параллельное соединение эквивалентных элементов



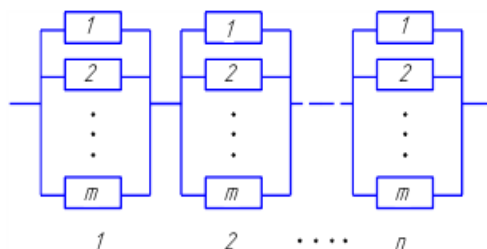
Р и с.9. Система с параллельно-последовательным соединением элементов

Таким образом, вероятность безотказной работы системы, состоящей из 2-х параллельно соединенных эквивалентных элементов, равна

$$P_{\text{ст}} = 1 - [1 - P(AC)] \cdot [1 - P(BD)] = 1 - 0,37 \cdot 0,52 = 1 - 0,1924 = 0,8076.$$

Таким образом, различие в значениях показателя надежности систем обусловлено лишь различным соединением подсистем. Для анализа систем с комбинациями последовательных и параллельных соединений элементов основные формулы (2.10) – (2.13) применяются последовательно.

Тема 2.5. Надежность систем раздельного и общего постоянного резервирования. Допустим, что имеется система, состоящая из n элементов. Мы можем либо ввести резервные элементы и получить блок-схему, показанную на рис.10, либо создать полностью резервированную систему, показанную на рис.11.



Р и с.10. Раздельное резервирование

Первый способ называется *поэлементным* или *раздельным* резервированием, а второй – *общим*. Задача проектирования состоит в сравнении этих двух способов резервирования. При последующем анализе предполагается, что все элементы имеют одинаковую надежность $P(t)$. В случае *раздельного* резервирования вероятность безотказной работы группы параллельно соединенных элементов имеет вид

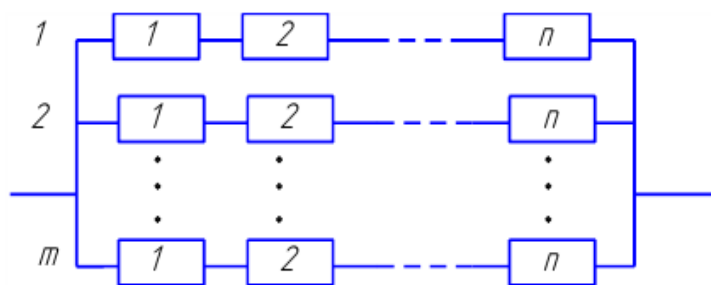
$$P_{1-m} = 1 - [1 - P(t)]^m \quad (2.21)$$

Затем, рассматривая вероятность безотказной работы P_{1-m} этих последовательно соединенных эквивалентных элементов, находим вероятность безотказной работы системы

$$P_{с.разд.}(t) = [1 - [1 - P(t)]^m]^n \quad (2.22)$$

В системе с *общим* резервированием вероятность безотказной работы каждой последовательной эквивалентной цепочки элементов имеет вид

$$P_{1-n} = P(t)^n \quad (2.23)$$



Р и с. 11. Общее резервирование

Далее, рассматривая вероятность безотказной работы P_{1-n} этих параллельно соединенных эквивалентных элементов, находим вероятность безотказной работы системы

$$P_{с.общ.}(t) = 1 - [1 - P(t)^n]^m \quad (2.24)$$

По данным работ [2,6,7] раздельное резервирование обеспечивает более высокую надежность по сравнению с общим, то-есть введение резервных элементов обеспечивает более высокую надежность, чем введение резервных систем. Однако, это различие не является существенным, если элементы имеют высокую надежность.

Надежность системы, состоящей из m последовательно соединенных элементов, из которых b элементов *индивидуально дублированы*, определяется выражением

$$P_c(t) = \left(\prod_{i=1}^a P_i \right) \cdot \prod_{j=1}^b [1 - (1 - P_j)^2], \quad (2.25)$$

где $a = m - b$. В этой формуле P_i – надежность i -го нерезервированного элемента, а P_j – надежность j -го резервированного элемента. Надежность системы двух таких параллельных цепей равна $P_c(t) = 1 - (1 - P)^2$, где P – определяется формулой (2.25).

Надежность системы, в которой a недублированных элементов являются последовательными, а b элементов дублируются *в целом, а не индивидуально*, определяется выражением

$$P_c(t) = \left(\prod_{i=1}^a P_i \right) \cdot \left[1 - (1 - \prod_{j=1}^b P_j)^2 \right]. \quad (2.26)$$

Какой метод выбрать – общее или раздельной дублирование, определяется требованиями к надежности системы и возможностями при конструировании. Заметим, что дублирование увеличивает число элементов в системе и может привести к росту затрат при обслуживании.

Тема 2.6. Резервирование замещением с ненагруженным резервом. На практике часто не удастся осуществить параллельную работу элементов в условиях нагруженного резерва и приходится применять резервирование замещением с ненагруженным резервом. Соединения при ненагруженном режиме обычно требуют контрольных приборов, обнаруживающих отказ, и переключающих устройств, включающих следующую цепь в работу. Будем считать, что прибор, обнаруживающий отказ, и переключатель имеют 100%-ную надеж-

ность и что работающие и резервные элементы имеют одинаковую постоянную интенсивность отказов λ . Если для резервирования одного основного элемента включаются n элементов, имеем в системе $n+1$ элементов, и в ней может произойти n отказов, не вызывая отказа системы. Только отказы $(n+1)$ элементов вызовут отказ всей системы.

Используя тождество $e^x \cdot e^{-x} = 1$ и разлагая e^x в ряд, получим

$$e^{-\lambda t} \left(1 + \lambda \cdot t + \frac{(\lambda \cdot t)^2}{2!} + \frac{(\lambda \cdot t)^3}{3!} + \dots \right) = 1. \quad (2.27)$$

В этом выражении величина $e^{-\lambda t} \cdot 1$ представляет собой вероятность того, что не произойдет ни одного отказа, величина $e^{-\lambda t} \cdot \lambda \cdot t$ дает вероятность того, что произойдет один отказ, $e^{-\lambda t} (\lambda \cdot t)^2 / 2!$ - вероятность того, что произойдут два отказа и т.д. Следовательно, вероятность того, что произойдет один отказ или не произойдет ни одного отказа, равна $e^{-\lambda t} + \lambda \cdot t \cdot e^{-\lambda t}$; вероятность того, что произойдет не более двух отказов, равна $e^{-\lambda t} + (\lambda \cdot t) \cdot e^{-\lambda t} + e^{-\lambda t} (\lambda \cdot t)^2 / 2!$ и т.д. Если допускается один отказ, то надежность системы с ненагруженным резервом

$$P_c(t) = e^{-\lambda t} + e^{-\lambda t} (\lambda \cdot t). \quad (2.28)$$

Средняя наработка системы на отказ получается интегрированием $P_c(t)$

$$T_{ср.с} = \int_0^{\infty} P_c(t) dt = \int_0^{\infty} e^{-\lambda t} dt + \int_0^{\infty} e^{-\lambda t} (\lambda \cdot t) dt = \frac{1}{\lambda} + \frac{\lambda}{\lambda^2} = \frac{2}{\lambda}.$$

Для системы с ненагруженным резервом из трех цепей, каждая из которых имеет постоянную интенсивность отказов, причем только одна цепь работает, а две другие находятся в резерве, имеем

$$P_c(t) = e^{-\lambda t} \left(1 + \lambda \cdot t + \frac{\lambda^2 t^2}{2!} \right),$$

$$T_{ср.с} = \frac{1}{\lambda} + \frac{1}{\lambda} + \frac{1}{\lambda} = \frac{3}{\lambda}.$$

В общем случае, когда n одинаковых элементов или цепей резервируют один элемент или цепь, надежность системы определяется в виде

$$P_c(t) = e^{-\lambda t} \left(1 + \lambda \cdot t + \frac{\lambda^2 \cdot t^2}{2!} + \dots + \frac{\lambda^n \cdot t^n}{n!} \right), \quad (2.29)$$

$$T_{cp,c} = \frac{n}{\lambda}. \quad (2.30)$$

В качестве примера рассчитаем надежность для $t = 10$ час работы системы, состоящей из двух одинаковых цепей, каждая из которых имеет интенсивность отказов $\lambda = 0,01$.

$$P_c(t) = e^{-\lambda t} + e^{-\lambda t} (\lambda \cdot t) = e^{-0,1} + e^{-0,1} (0,1) = 0,90484 + 0,90484 \cdot (0,1) = 0,995324.$$

Для сравнения надежность одной цепи равна 0,90484, а надежность параллельного соединения двух цепей с нагруженным резервом 0,990945.

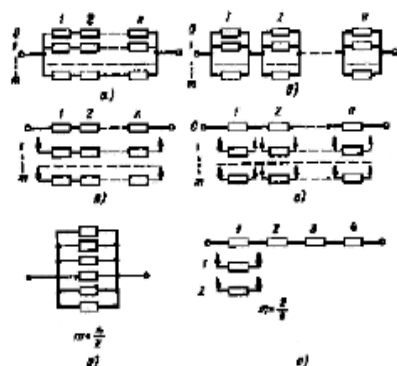
Таким образом, при ненагруженном резерве надежность несколько больше, чем у параллельно работающих цепей с нагруженным резервом, хотя средняя наработка на отказ при ненагруженном резерве значительно выше. Однако эти преимущества легко утрачиваются, если надежность переключающих устройств $P_{пер} < 1$. Если же ненадежность переключающего устройства не влияет на надежность работающей цепи, имеем

$$P_c(t) = e^{-\lambda t} + P_{пер} \cdot e^{-\lambda t} \lambda \cdot t. \quad (2.31)$$

Если интенсивности отказов основной и резервной цепей не одинаковы, указанные формулы неприменимы. В этом случае необходим другой метод расчета надежности системы. Он состоит в определении функции $f(t)$ плотности распределения отказов данной комбинации элементов в ненагруженном резерве и вычислении надежности системы интегрированием этой функции

$$P_c(t) = \int_0^{\infty} f(t) dt. \quad (2.32)$$

Схемные обозначения различных способов резервирования приведены на рис.12.



Р и с.12. Схемные обозначения способов резервирования

а – общее постоянное с целой кратностью; б – раздельное постоянное с целой кратностью; в – общее замещением с целой кратностью; г – раздельное замещением с целой кратностью; д – общее постоянное с дробной кратностью; е – раздельное замещением с дробной кратностью.

Тема 2.7. Расчет показателей надежности неремонтируемых резервированных изделий. Приведем основные расчетные формулы для указанных видов резервирования [6,7].

1.Общее резервирование с постоянно включенным резервом и целой кратностью (рис.12, а).

$$P_c = 1 - \left[1 - \prod_{i=1}^n p_i(t) \right]^{m+1}, \quad (2.33)$$

где $p_i(t)$ – вероятность безотказной работы i -го элемента в течение времени t ; n – число элементов основной или любой резервной цепи; m – число резервных цепей (кратность резервирования).

При экспоненциальном законе надежности, когда $p_i(t) = e^{-\lambda_i \cdot t}$,

$$P_c(t) = 1 - \left[1 - e^{-\lambda_0 \cdot t} \right]^{m+1},$$

$$T_{cpx} = \frac{1}{\lambda_0} \sum_{i=0}^m \frac{1}{i+1} = T_{cp0} \sum_{i=0}^m \frac{1}{i+1}, \quad (2.34)$$

где $\lambda_0 = \sum_{i=1}^m \lambda_i$ - интенсивность отказов нерезервированной системы или любой из m резервных систем; $T_{cp,0}$ - среднее время безотказной работы нерезервированной системы или любой из m резервных систем.

При резервировании *неравнонадежных* изделий

$$P_c(t) = 1 - \prod_{i=1}^m q_i(t) = 1 - \prod_{i=1}^m [1 - p_i(t)], \quad (2.35)$$

где $q_i(t)$, $p_i(t)$ - вероятность отказов и вероятность безотказной работы в течение времени t i -го изделия соответственно.

2. *Раздельное резервирование с постоянно включенным резервом и с целой кратностью* (рис.12,б).

$$P_c(t) = \prod_{i=1}^n \left\{ 1 - [1 - p_i(t)]^{m_i+1} \right\}, \quad (2.36)$$

где $p_i(t)$ - вероятность безотказной работы i -го элемента; m_i - кратность резервирования i -го элемента; n - число элементов основной системы.

При экспоненциальном законе надежности, когда $p_i(t) = e^{-\lambda_i t}$,

$$P_c(t) = \prod_{i=1}^n \left\{ 1 - [1 - e^{-\lambda_i t}]^{m_i+1} \right\}. \quad (2.37)$$

При *равнонадежных* элементах и одинаковой кратности их резервирования

$$P_c(t) = \left\{ 1 - [1 - e^{-\lambda t}]^{m+1} \right\}^n, \quad (2.38)$$

$$T_{cp} = \int_0^{\infty} P_c(t) dt = \frac{(n-1)!}{\lambda(m+1)} \sum_{i=0}^m \frac{1}{v_i(v_i+1) \dots (v_i+n-1)}, \quad (2.39)$$

где $v_i = (i+1)/(m+1)$.

Рассмотрим надежность при резервировании с постоянно подключенными резервными элементами, работающими до отказа основных в облегченном режиме. Для случая резервирования высоко-

надежного элемента с экспоненциальным законом распределения и интенсивностью отказов λ элементами, работающими в облегченном режиме с интенсивностью отказов λ_1 , вероятность безотказной работы:

$$\text{при одном резервном элементе } P_c(t) = 1 - \frac{\lambda(\lambda + \lambda_1) \cdot t}{2!},$$

$$\text{при двух резервных элементах } P_c(t) = 1 - \frac{\lambda(\lambda + \lambda_1)(\lambda + 2\lambda_1) \cdot t}{3!},$$

при $(m-1)$ резервных элементах

$$P_c(t) = 1 - \frac{\lambda(\lambda + \lambda_1) \dots [\lambda + (m-1) \cdot \lambda_1] \cdot t}{m!}.$$

3. *Общее резервирование замещением с целой кратностью* (рис 12,в).

При экспоненциальном законе надежности и *ненагруженном* состоянии резерва

$$P_c(t) = e^{-\lambda_0 t} \sum_{i=0}^m \frac{(\lambda_0 \cdot t)^i}{i!}, \quad (2.40)$$

$$T_{ср.с} = T_{ср.о} (m+1), \quad (2.41)$$

где λ_0 , $T_{ср.о}$ – интенсивность отказов и средняя наработка до первого отказа основного (нерезервированного) устройства.

Для экспоненциального распределения вероятность отказа дублированной системы с ненагруженным резервом при малых значениях λt равна [2]

$$Q_c(t) \approx \frac{\prod_{i=1}^v Q_i(t)}{n!} \approx \frac{\prod \lambda_i \cdot t}{n!}. \quad (2.42)$$

Если элементы одинаковы, то

$$Q_c(t) \approx \frac{Q^n(t)}{n!} \approx \frac{(\lambda \cdot t)^n}{n!}. \quad (2.43)$$

Формулы (2.42) и (2.43) справедливы при условии, что переключение абсолютно надежно. При этом вероятность отказа системы в $n!$ раз меньше, чем при постоянном резервировании, так как меньшее количество элементов находится под нагрузкой. Если переключение недостаточно надежно, то выигрыш может быть легко утерян.

При экспоненциальном законе и *недогруженном* состоянии резерва

$$P_c(t) = e^{-\lambda_0 t} \left[1 + \sum_{i=1}^m \frac{a_i}{i!} (1 - e^{-\lambda_1 t})^i \right], \quad (2.44)$$

$$T_{cp,c} = \frac{1}{\lambda_0} \sum_{i=0}^m \frac{1}{1 + ik}, \quad (2.45)$$

где $a_i = \prod_{j=0}^{i-1} (j + \frac{\lambda_0}{\lambda_1})$; $k = \frac{\lambda_1}{\lambda_0}$; λ_1 – интенсивность отказов резервного устройства до замещения.

При *нагруженном* состоянии резерва формулы для $P_c(t)$ и $T_{cp,c}$ совпадают с (2.34).

4. *Раздельное резервирование замещением с целой кратностью* (рис.12,г).

$$P_c(t) = \prod_{i=1}^n p_i(t), \quad (2.46)$$

где $p_i(t)$ – вероятность безотказной работы системы из-за отказов элементов i -го типа, резервированных по способу замещения. Вычисляется $p_i(t)$ по формулам общего резервирования замещением (2.40) и (2.44).

5. *Общее резервирование с дробной кратностью и постоянно включенным резервом* (рис.12, д). Если в системе n основных и m резервных одинаковых элементов, причем все элементы постоянно включены, работают параллельно и вероятность их безотказной работы подчиняется экспоненциальному закону, то вероятность безотказной работы системы может быть определена по табл.1 [2]. Формулы этой таблицы получены из соответствующих сумм членов разложения бинома $(P+Q)^{m+n}$ после подстановки $Q = (1-P)$ и преобразований.

Таблица 1

**Вероятность безотказной работы резервированной системы
с дробной кратностью**

		$n+m$			
		2	3	4	5
		$2P \cdot P^2$			
		P^2	$3P^2 - 2P^3$	$6P^2 - 8P^3 + 3P^4$	$10P^2 - 20P^3 + 15P^4 - 4P^5$
		-	P^3	$4P^3 - 3P^4$	$10P^3 - 15P^4 + 6P^5$
		-	-	P^4	$5P^4 - 4P^5$

$$T_{cp.c} = \frac{1}{\lambda_0} \sum_{i=0}^{l-h} \frac{1}{h+i}, \quad (2.47)$$

где l – общее число основных и резервных систем; h – число систем, необходимых для нормальной работы резервированной системы. Кратность резервирования $m = (l-h)/h$.

6. *Скольльзящее резервирование* (рис.12, е). При экспоненциальном законе надежности

$$P_c(t) = e^{-n\lambda_0 t} \left[1 + n \cdot \lambda \cdot t + \frac{(n\lambda t)^2}{2!} + \dots + \frac{(n\lambda t)^{m_0}}{m_0!} \right] = e^{-n\lambda_0 t} \sum_{i=0}^{m_0} \frac{(n\lambda t)^i}{i!} = e^{-\lambda_0 t} \sum_{i=0}^{m_0} \frac{(\lambda_0 \cdot t)^i}{i!}; \quad (2.48)$$

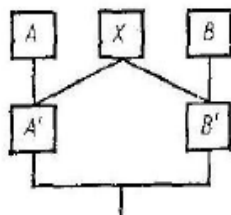
$$T_{cp.c} = T_{cp.o} (m+1), \quad (2.49)$$

где $\lambda_0 = n\lambda$ – интенсивность отказов нерезервированной системы; λ – интенсивность отказов элемента; n – число элементов основной системы; $T_{cp.o}$ – среднее время безотказной работы нерезервированной системы; m_0 – число резервных элементов. В этом случае кратность резервирования $m = m_0/n$.

Приведенные формулы кроме выражений (2.40) и (2.41) могут быть использованы только в тех случаях, когда справедливо допущение об отсутствии последствия отказов.

Тема 2.8. Надежность сложных комбинированных систем.
Формула Байеса в теории надежности. Далеко не все задачи в теории надежности можно свести к последовательным и параллельным системам. Рассмотрим основную систему из двух элементов AA^1 , которая дублирована системой BB^1 (рис.13). Кроме того, предусмотрен дополнительный резервный элемент X , который резервирует элементы A и B и делает систему сложной.

Для расчета подобных сложных систем пользуются теоремой полной вероятности Байеса, которая применительно к надежности формулируется так: *вероятность отказа системы равна вероятности отказа системы при условии, что некоторый выделенный элемент исправен, умноженной на вероятность того, что этот элемент исправен, плюс вероятность отказа системы при условии, что тот же самый элемент неисправен, умноженной на вероятность того, что этот элемент неисправен.*



Р и с .13. Схема со сложным резервированием

Тогда вероятность отказа системы запишется в виде:

$$Q_{ст} = Q_{ст}(X \text{ работоспособен})P_X + Q_{ст}(X \text{ неработоспособен})Q_X, \quad (2.50)$$

где P_X и Q_X – вероятность работоспособности и неработоспособности элемента X .

Вероятность отказа системы при работоспособности элемента X определяют как произведение вероятности отказов обоих элементов, то есть

$$Q_{\text{ст}}(X \text{ работоспособен}) = Q_{A'} Q_{B'} = (1 - P_A)(1 - P_B).$$

Вероятность отказа системы при неработоспособности элемента X

$$Q_{\text{ст}}(X \text{ неработоспособен}) = Q_{AA'} Q_{BB'} = (1 - P_A P_A')(1 - P_B P_B').$$

Вероятность отказа системы в общем случае

$$Q_{\text{ст}} = (1 - P_A)(1 - P_B)P_X + (1 - P_A P_A')(1 - P_B P_B')Q_X. \quad (2.51)$$

Тогда надежность системы $P_{\text{ст}} = 1 - Q_{\text{ст}}$.

Приложение 2.

«МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ АВИАПРЕДПРИЯТИЙ»

Практикум для студентов

ВВЕДЕНИЕ

Целью дисциплины «Методология оценки экологических рисков авиапредприятий» в НАУ является передача студентам базовых знаний по основам и методам оценки и прогноза экологических рисков при эксплуатации авиационного транспорта и космических аппаратов на Украине и в других странах, а именно: изучение методов и средств расчета, оценивания и прогноза экологических рисков от воздействия на людей (население, персонал) химических и радиационных факторов, связанных с эксплуатацией авиационного транспорта и космических кораблей.

В авиации, как и в других сферах человеческой деятельности, широко используются различные токсичные факторы, в том числе химической и радиационной природы. Токсичные химические факторы присутствуют в авиационном топливе, в конструктивных элементах авиалайнеров, космических аппаратов, ангаров, ремонтных заводов и мастерских. Кроме того токсичные материалы химической и радиационной природы часто входят в состав грузов при авиационных перевозках и в конструкциях космических аппаратов. Гамма-дефектоскопы широко используются для контроля качества сварных швов, при постройке и ремонте авиационной и космической техники. А они, как известно, часто ломаются, что может приводить и приводит к разгерметизации радиационных источников и рассеиванию высокотоксичных радионуклидов цезия, стронция и других.

Очевидно, что все эти факторы способны сформировать заметные экологические риски химической и радиационной природы, для персонала авиатранспорта, пассажиров и населения, связанного с функционированием авиапредприятий, и особенно при авариях авиалайнеров. Риски от других факторов (шум, тепловое воздействие, вибрация и др.) в курсе лекций и в данном практикуме не рассматриваются

Основное задание практикума – дать возможность будущему специалисту по экологии и охране окружающей среды, приобрести теоретические и практические навыки использования современных методов, расчета, оценки и прогноза экологических рисков химической и радиационной природы, и способов страховой защиты от них.

В результате прослушивания лекций и выполнения практических работ, студенты должны **уметь**:

- корректно формулировать задачи оценки, расчета, анализа и прогноза экологических рисков химической и радиационной природы. И страховой защиты от них;

- проводить оценку, расчет и прогноз экологических рисков от факторов химической природы с пороговым характером воздействия на человека;
- проводить оценку, расчет и прогноз экологических рисков от факторов химической природы с беспороговым характером воздействия на человека;
- проводить оценку, расчет и прогноз экологических рисков от факторов радиационной природы с беспороговым характером воздействия на человека;
- проводить оценку, расчет и прогноз ущербов от воздействия экологических рисков от факторов химической и радиационной природы на людей,
- проводить оценку, расчет и прогноз денежной стоимости экологических рисков, и величины стоимости страховых полисов для страхования от них.

Оформление практических работ. Практические работы оформляются в виде отчетов. Внешний вид отчета по практической работе представлен на рис 1.

На титульной странице подается информация о номере и названии практической работы и данные о студенте и преподавателе. Далее излагается задание к практическому занятию, указываются выходные данные, расписывается решение задачи, и по результатам делаются выводы.

Во время защиты, студент должен показать владение теоретическими знаниями и практическими навыками работы по теме курса, уметь ответить на контрольные вопросы, которые приложены к каждой практической работе.

Практикум по дисциплине «Методология оценки экологических рисков авиапредприятий» включает 8 работ.

Практикум охватывает в полном объеме учебный план курса «Методология оценки экологических рисков авиапредприятий» и обеспечивает выполнение практических работ и освоение практических навыков по курсу.

ПЕРЕЧЕНЬ УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ

ОС – окружающая среда

ОПО – опасный производственный объект

АП – авиапредприятие

ПДК – предельно допустимая концентрация

ПДВ – предельно-допустимый выброс

ПДС – предельно допустимый сброс

ПДУ – предельно-допустимый уровень

ДСД – допустимая среднесуточная доза

ОДК - ориентировочно допустимые концентрации

ТМ – тяжелый металл

ВОЗ – Всемирная организация здравоохранения

ООН – Организация объединенных наций

ПГТ – поселок городского типа

ВС – воздушное судно

ГСМ – горюче смазочные материалы

Модуль 1. ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ И ОСНОВЫ ТЕОРИИ МОДЕЛИРОВАНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ

Практическая работа №1 АНАЛИЗ ОПРЕДЕЛЕНИЯ И ТОЛКОВАНИЯ ПОНЯТИЯ «РИСК»

Основные теоретические сведения

Понятие риска является многоплановым, поэтому в научной литературе используются различные производные этого понятия в зависимости от области применения, стадии анализа опасности.

Излагаемая ниже классификация рисков не претендует на полноту и строгость и приведена для того, чтобы сосредоточить в дальнейшем внимание на подходах и методах оценки рисков, связанных с оценкой опасности, управлением безопасностью технических систем и объектов.

Начальную классификацию рисков можно провести в зависимости от основной причины возникновения рисков:

природные риски - риски, связанные с проявлением стихийных сил природы: землетрясениями, наводнениями, подтоплениями, бурями и т.п.;

техногенные риски - риски, связанные с опасностями, исходящими от технических объектов;

экологические риски - риски, связанные с загрязнением окружающей среды;

коммерческие риски - риски, связанные с опасностью потерь в результате финансово-хозяйственной деятельности.

С точки зрения применения понятия риска при его анализе и управлении техногенной безопасностью важными категориями являются:

индивидуальный риск - риск, которому подвергается индивидум в результате воздействия исследуемых факторов опасности;

потенциальный территориальный риск - пространственное распределение частоты реализации негативного воздействия определенного уровня;

социальный риск - зависимость частоты событий, в которых пострадало на том или ином уровне число людей больше определенного, от этого определенного числа людей;

коллективный риск - ожидаемое число смертельно травмированных в результате возможных аварий за определенный период времени;

приемлемый риск – уровень риска, с которым общество в целом готово мириться ради получения определенных благ или выгод в результате своей деятельности.

Классификации рисков в других областях и соответственно категории для их описания, например в страховой деятельности, могут, естественно, отличаться от классификации, приведенной выше.

В первую очередь, риск – это опасность будущего ущерба или опасность возникновения неблагоприятных последствий рассматриваемого события. Иначе под риском подразумевают возможность или вероятность неблагоприятного события или процесса.

Статистическое определение риска можно представить в виде формул:

$$P = n / N ,$$

где n - число пострадавших из N - числа, попавших под риск;

$$R = P \cdot Y ,$$

где P - вероятность аварии, Y - стоимость ущерба.

Одной из наиболее часто употребляемых характеристик опасности является **индивидуальный риск** – вероятность (или частота) поражения отдельного индивидуума в результате воздействия исследуемых факторов опасности при реализации неблагоприятного случайного события.

Например, для целей радиационной безопасности при облучении в течение года индивидуальный риск **RI** сокращения длительности периода полноценной жизни в результате возникновения тяжелых последствий от детерминированных эффектов консервативно принимается равным:

$$RI = P_i \{D > D\},$$

где $P_i \{D > D\}$ – вероятность для i -го индивидуума быть облученным дозой $D > D$ при обращении с источником в течение года;

D – пороговая доза для детерминированного эффекта.

В общем случае индивидуальный риск на рассматриваемой территории от некоторой опасности или угрозы характеризуется вероятностью смерти произвольного лица из населения за интервал времени, равный 1 году. Риск определяется статистическим либо вероятностным (с помощью математических моделей) методом. Так, если имеется достаточная статистика,

$$RI = n / N , \quad (1.1)$$

где n - число смертей в год по рассматриваемой причине;

N - численность населения на рассматриваемой территории в оцениваемом году.

Этот вид риска рассматривается в качестве первичного и основного понятия, во-первых, в связи с приоритетом человеческой жизни как высшей ценности и, во-вторых, в связи с тем, что именно индивидуальный риск может быть оценен по большим выборкам с достаточной степенью достоверности, что позволяет определять другие важные категории риска (например, потенциальный территориальный) при анализе техногенных опасностей и осуществлять установление приемлемого и неприемлемого уровней риска.

Обычно индивидуальный риск измеряется вероятностью гибели в исчислении на одного человека в год. В случае, если оценивается риск для какой-либо группы людей определенной профессии или специального рода деятельности, связанных с повышенной опасностью, целесообразно их риск относить к одному часу работы или одному технологическому циклу.

Аналогично могут быть определены индивидуальные риски увечий, заболеваний, потери трудоспособности и т.п. Если говорится, что индивидуальный риск для пассажиров гражданской авиации составляет 10^{-4} 1/год, то в статистическом плане это означает, что следует ожидать один смертельный исход в результате несчастного случая, связанного с отказом на самолете, на 10 тыс. пассажиров в год.

На основании того, что индивидуальный риск характеризуется одним числовым значением и является универсальной характеристикой опасности для человека, на практике имеют место многочисленные попытки нормирования уровня приемлемого индивидуального риска. Однако опыты анализов риска различных производств показывают, что оценки индивидуального риска имеют существенный разброс, что связано с неопределенностью исходных данных (место расположения, профессия, состояние обученности и защищенности и т.д.). Поэтому уровень приемлемого индивидуального риска нормативно или законодательно закреплён лишь в некоторых странах (например, в Голландии - 10^{-6} 1/год; в России, согласно некоторым нормативным документам, - от 10^{-4} до 10^{-6} 1/год).

Количественной интегральной мерой опасности является **коллективный риск**, определяющий масштаб ожидаемых последствий для людей от потенциальных аварий или других негативных воздействий:

$$RN = RI \cdot N, \quad (1.2)$$

где N - общее число людей, подвергающихся потенциальному негативному воздействию.

Фактически коллективный риск определяет ожидаемое число смертельных исходов в результате аварий на рассматриваемой территории за определенный период времени. Наиболее удобно пользоваться этим понятием для сравнения различных территорий хозяйственной деятельности, однако для разработки мер безопасности применение коллективного риска неэффективно, так как основной ущерб от несчастных случаев как результатов неблагоприятных событий зачастую не рассматривается.

Индивидуальный и коллективный риски могут быть переведены в сферу экономических и финансовых категорий, если установить стоимость человеческой жизни и использовать математическое определение риска (см. формулу 1.1). Такой подход широко обсуждается, вызывая возражения определенного круга ученых, которые считают человеческую жизнь бесценной и все финансовые дискуссии на этой почве недопустимыми.

Однако на практике неизбежно возникает необходимость стоимостной оценки человеческой жизни именно с целью обеспечения безопасности людей. В большинстве промышленно развитых стран этот вопрос решается путем страхования индивидуальных рисков, в том числе смертельных.

Литература: [1], [3], [7].

Задание

Провести анализ существующих математических определений и толкований понятия риска с занесением в таблицу «Определения и толкования понятия «риск»» (см. табл. 1.1.).

Таблица 1.1. Определения и толкования понятия «Риск»

№ п/п	Определение	Толкование термина «риск»	Формула оценки риска
1	Риск статистический	возможность или вероятность возникновения неблагоприятного события или процесса	$P = n / N$

Контрольные вопросы

1. Какие виды риска Вы знаете?
2. Что такое индивидуальный риск? Как количественно определяется величина индивидуального риска?
3. Что такое коллективный риск? Как количественно определяется величина коллективного риска?

Практическая работа №2 ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПРИРОДНОГО РИСКА НА АВИАПРЕДПРИЯТИИ

Основные теоретические сведения

Источниками рисков являются практически все виды природных явлений и процессов геологического, гидрологического и метеорологического характера.

Наиболее частые опасные природные явления и процессы - это наводнения, ураганы, бури, тайфуны, смерчи, землетрясения, цунами и склоновые процессы (оползни, селевые потоки, снежные лавины), т.е. высокоскоростные природные явления с катастрофическими последствиями (табл. 2.1).

Природные явления и процессы с меньшими скоростями наступления и развития (подтопления, береговая и склоновая эрозия, пучения грунтов и т.д.), как правило, не приводят к формированию аварийных ситуаций. Однако эти процессы по социально-экономическим потерям в ряде случаев представляют большую опасность, чем высокоскоростные

природные явления катастрофического порядка. Примерами могут служить понижение уровня Аральского моря и повышение (во всяком случае, до начала 1997 г., когда стало наблюдаться обратное явление) уровня Каспийского моря.

Таблица 2.1. Природные катастрофы (%) за периоды XIII—XVII вв. и 1985-1995 гг. [3]

Явления	XIII—XVII вв.	1985-1995 гг.
Сильные морозы, заморозки в вегетационный период	26,6	3
Засухи	15,5	2
Наводнения	13,7	35
Грозы, градобития	13,7	1
Ураганы, бури, смерчи	10,5	19
Особо сильные и длительные дожди	7,1	14
Сильные снегопады, метели	6,2	7,5
Особо теплые зимы (неблагоприятные для урожая)	3,6	0
Землетрясения	3	8
Оползни		5
Лавины		2,5

Наряду с повторяемостью природных явлений и процессов важное значение в вопросах оценки опасности того или иного явления с точки зрения риска нежелательных последствий имеет их распространение по территориям и регионам. С этой точки зрения наиболее опасными природными явлениями на территории России являются землетрясения (около 20% территории потенциально подвержено воздействию землетрясений интенсивностью 7 баллов и более) и склоновые процессы (более 20% территории подвержено этим явлениям).

Следует иметь в виду, что с точки зрения риска неблагоприятных исходов для общества важным является уровень населенности и насыщенности промышленными объектами рассматриваемых территорий. Например, наводнениям в России подвержено около 3% территории, но при этом по экономическому ущербу и человеческим жертвам, приходящимся на единицу поражаемой площади, наводнения занимают второе место после землетрясений.

Разрушительное действие упомянутых выше природных явлений (и как следствие - опасность и риск) усиливается их способностью вызывать вторичные как природные, так и техногенные процессы.

Так, землетрясения могут сопровождаться значительной активизацией склоновых процессов, склоновые процессы — способствовать

образованию подпрудных акваторий и т.д. Развитие природного явления в зонах населенных пунктов, промышленных предприятий, как правило, сопровождается техногенными авариями и катастрофами.

Среди природных катастроф наиболее тяжелые последствия вызывают землетрясения. Для мира в целом ущерб от землетрясений превышает ущерб от всех остальных природных катастроф, вместе взятых. По оценкам ЮНЕСКО и других международных организаций, ежегодный ущерб от землетрясений составляет несколько десятков миллиардов долларов.

Одно катастрофическое землетрясение может унести до миллиона жизней и причинить ущерб до 100 млрд. долл. При этом негативные экономические последствия наблюдаются далеко за пределами территории, непосредственно пострадавшей от землетрясения. Процесс урбанизации ведет к увеличению материального ущерба от землетрясений.

Статистические данные для различных регионов показывают, что связь между средним числом землетрясений за заданный промежуток времени и их магнитудой может быть описана экспоненциальным законом.

Для оценки повторяемости сильных землетрясений применяют модель потока редких событий Пуассона. Вероятность $P(n, t)$ появления n сильных землетрясений в течение временного периода t определяется в зависимости от среднего числа сильных землетрясений в единицу времени λ по формуле

$$p(n, t) = \frac{(\lambda t)^n}{n!} \exp(-\lambda t), \quad (2.1)$$

где $n = 0, 1, 2, \dots, \lambda t$.

Вероятность того, что за время t не произойдет ни одного землетрясения:

$$P(0, t) = \exp(-\lambda t). \quad (2.2)$$

Функция сейсмического риска H (т.е. вероятность того, что произойдет хотя бы одно землетрясение) для периода t может быть записана в виде

$$H = 1 - P(0, t) = 1 - \exp(-\lambda t). \quad (2.3)$$

Например, если в конкретном районе происходят в среднем три сильных землетрясения за 100 лет ($\lambda = 0,03$), то вероятность одного такого землетрясения в течение 10 лет приблизительно равна 0,22. Вероятность того, что за 10 лет не произойдет ни одного сильного землетрясения, приблизительно равна 0,74, а оценка вероятности более одного землетрясения дает значение 0,26.

Оценки риска в виде потерь населения в результате чрезвычайных ситуаций в сейсмоопасных районах рекомендуется проводить по формуле

$$R = H \iint_{S_t} \int_0^{24l_{\max}} \int_{l_{\min}} P(t) g(t) \psi(x, y) f(x, y, I) dI dt dx dy, \quad (2.4)$$

где H - вероятность землетрясения для рассматриваемого района в течение года, принимается по картам общего сейсмического районирования;

S_t - площадь города (область интегрирования);

$P(I)$ - параметрический закон поражения людей, размещенных в зданиях i -го типа, при интенсивности землетрясения I ;

$g(t)$ - функция, учитывающая размещение людей в зданиях в течение суток;

$\psi(x, y)$ - плотность размещения людей в пределах элементарной площадки с координатами (x, y) ;

$f(x, y, I)$ - плотность вероятности распределения интенсивности землетрясения в пределах площадки с координатами (x, y) .

Литература: [1], [7], [8].

Задание

Аэропорт размещен в сейсмически активном регионе. Согласно варианту в табл. 2.2 оценить риск возникновения землетрясения на данной территории. Для этого требуется определить:

- вероятность $P(N, t)$ появления N сильных землетрясений в течение временного интервала t ;

- вероятность того, что не произойдет ни одного землетрясения;

- оценить сейсмический риск для периода t .

Таблица 2.2. Варианты заданий

№ п/п	Число сильных землетрясений за 100 лет n	Временной интервал t , год	Количество сильных землетрясений N
1	0,5	5	3
2	1,0	6	2
3	1,5	7	1
4	2,0	8	4
5	2,5	9	2
6	3,0	10	1
7	3,5	15	3
8	4,0	12	2
9	4,5	17	1
10	5,0	20	3

Пример решения задачи

Выходные данные:

Число сильных землетрясений за 100 лет - $n = 2,5$;

Временной интервал $t = 10$ лет;
Количество сильных землетрясений $N = 3$.

Решение:

Для решения данной задачи также используем формулу дискретного распределения Пуассона:

$$P(N, \lambda t) = \frac{(\lambda t)^N}{N!} \exp(-\lambda t)$$

$$N=0, 1, 2, 3, \dots \lambda t > 0;$$

λ - интенсивность, количество аварий за год по статистике.

$$\lambda = n / T$$

Тогда: $\lambda = 2,5/100 = 0,025$

Имеем:

1) Вероятность того, что произойдет 3 сильных землетрясения в течение 10 лет равна:

$$P(3; 0,025 \cdot 10) = (0,025 \cdot 10)^3 \cdot \exp(-0,025 \cdot 10) / 6 = 0,002.$$

2) Вероятность того, что землетрясение не произойдет в течение 10 лет равна:

$$P(0; 0,025 \cdot 10) = \exp(-0,025 \cdot 10) = 0,779.$$

3) Оценка сейсмического риска будет:

$$R = 1 - P(0; 0,025 \cdot 10) = 1 - 0,779 = 0,221.$$

Контрольные вопросы

1. Какие основные причины возникновения природных рисков?
2. Какую модель применяют для оценки повторяемости сильных землетрясений?
3. Как определяется вероятность того, что за время t не произойдет ни одного землетрясения?
4. Как определяется величина сейсмического риска?
5. Какие факторы необходимо брать в расчет при оценке риска в виде потерь населения в результате чрезвычайных ситуаций в сейсмоопасных районах?

Домашняя работа №1

**ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФАКТОРОВ ТЕХНОГЕННОГО,
ПРИРОДНОГО И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА НА
АВИАПРЕДПРИЯТИИ**

Основные теоретические сведения

Важным этапом оценки риска на потенциально опасных объектах, к которым относятся и авиапредприятия, является анализ факторов угрозы загрязнения окружающей среды.

К потенциальным источникам загрязнения окружающей среды на авиапредприятиях относятся: двигатели наземного и воздушного транспор-

та, емкости с горюче-смазочными материалами, электрооборудование, поверхностные и хозяйственно-бытовые сточные воды, твердые отходы и т.д.

Потенциальные источники загрязнения переходят в разряд реальных в том случае, когда создаются определенные условия, результатом которых является попадание загрязняющих веществ в окружающую среду или увеличение уровня физического воздействия на нее.

Возникновение этих неблагоприятных условий происходят под воздействием, как природных явлений, так и техногенных процессов. Совокупность их реализации и определяет степень угрозы загрязнения окружающей природной среды.

Таким образом, чтобы не допустить загрязнения окружающей среды необходимо исключить возникновение тех техногенных процессов, которые могут в определенный момент времени повлиять на потенциальный источник угрозы. С точки зрения теории риск-анализа, рассматриваемые процессы являются факторами угрозы. Также к факторам угрозы относятся природные явления, способствующие возникновению техногенных процессов, или приводящие непосредственно к загрязнению.

Анализ факторов угрозы загрязнения окружающей среды заключается в идентификации всех источников угрозы и оценке их воздействия на окружающую среду и человека. При этом важно установление связи между факторами угрозы и элементами окружающей среды, что дает возможность отследить возникновения некоторых инициирующих условий, которые могут спровоцировать угрозу загрязнения окружающей среды. При этом не все явления природного характера и процессы техногенного характера при воздействии на источник угрозы способны вызвать загрязнение.

Для анализа факторов угрозы загрязнения окружающей среды на потенциально опасном объекте удобно составлять матрицу приоритетов (табл. 1), на основании которой проводится поэтапная оценка влияния каждого конкретно взятого фактора угрозы. Впоследствии матрица приоритетов берется за основу при оценке степени угрозы возникновения аварии на предприятии.

Обозначения матрицы приоритетов:

X – фактор угрозы природного характера,

Y – фактор угрозы техногенного характера,

Z – фактор угрозы антропогенного характера (человеческий фактор),

A, B, C, ... – источники угрозы,

Элементы окружающей среды (ОС):

L – воздушная среда,

M – почва,

N – грунтовые воды,

R – поверхностные воды.

Таблица 2.3. демонстрирует матрицу приоритетов факторов угрозы от заправки ВС топливозаправщиком в зоне аэропорта. Как источники угрозы выделяем: А – транспортировка топлива, В – заправка топливом ВС.

Таблица 2.3. Матрица приоритетов факторов угрозы от заправки ВС топливозаправщиком в зоне аэропорта

№ п/п	Код фак- тора риска	Факторы угрозы	Ис- точ- ники угро- зы	Элемент ОС, на который может быть оказано первичное отрицатель- ное влияние	Элемент ОС, на который может быть оказано вторичное отрицатель- ное влияние
Факторы угрозы природного характера					
1	X1	Выпадение атмосферных осадков	A	-	M,N,R
			B	-	M,N,R
2	X2	Ветер	A	-	-
			B	-	-
3	X3	Резкая смена климатических условий	A	-	-
			B	-	-
4	X4	Землетрясение	A	L,M	N,R
			B	L,M	N,R
5	X5	Сильное электромагнитное поле Земли	A	-	-
			B	-	-
6	X6	Коррозия металла	A	-	L,M
			B	-	L,M
Факторы угрозы техногенного характера					
7	Y1	Неисправность оборудова- ния топливозаправщика	A	M	L,N,R
			B	L, M	L,N,R
8	Y2	Неисправность оборудова- ния системы заправки ВС	B	L, M	L,N,R
9	Y3	Отсутствие заземления топливозаправщика	A	L	-
			B	L	-
10	Y4	Испарение топлива вслед- ствие дыхания резервуара	A	L	-
			B	L	-
Факторы угрозы антропогенного характера					
13	Z1	Ошибки обслуживающего персонала	A	L,M	N,R
			B	L,M	N,R
14	Z2	Террористические действия	A	L,M	N,R
			B	L,M	N,R

Из табл. 2.3, видно, что в действительности, хотя некоторые из рассмотренных процессов природного характера и оказывают влияние на источники угрозы, но вместе с этим не являются потенциальными факторами угрозы (X1, X6). Таким образом, на формирование угрозы загрязнения окружающей среды влияет лишь 1 явление природного характера - землетрясение (X4).

Процессы техногенного характера в большей степени способны оказывать негативное влияние на окружающую среду. При этом угроза ее загрязнению зависит от вероятности возникновения поломок оборудования топливозаправщика и системы заправки ВС (Y1, Y2). Например, при таких неисправностях оборудования топливозаправщика, как отказ системы сброса давления в цистерне топливозаправщика, отказ клапана топливозаправщика при заправке ВС в летний период (Y1), а также при отсутствии заземления топливозаправщика (Y3) или при испарении топлива вследствие дыхания резервуара (Y4) возможны самовозгорание топлива и взрыв цистерны топливозаправщика. А при угрозах неисправности оборудования системы заправки ВС (Y2), а также отсутствии заземления топливозаправщика во время заправки ВС (Y3) высока вероятность взрыва ВС. При таких неисправностях оборудования топливозаправщика, как увеличении давления привода насоса подачи топлива в ВС и при отказе клапана топливозаправщика при заправке ВС в зимний период (Y1) возможен разлив и испарение топлива, и тем самым эти факторы способны вызвать загрязнение окружающей среды.

Социальные факторы значительно влияют на загрязнения окружающей среды. Например, при заправке ВС топливозаправщиком могут быть следующие ошибки обслуживающего персонала (Z1): использование водителем несоответствующего стандарту рабочего инструмента (инструмент не из меди может дать искру), транспортировка топлива с открытой емкостью, потеря управления транспортным средством и т.п. Террористическими действиями (Z2) в данном случае могут быть захват, взрыв цистерны, нарушение ее целостности и т.п. Они являются основными, поскольку могут вызвать факторы угрозы техногенного характера.

Для оценки совместного влияния факторов угрозы их условно делят на два вида. К первому виду были отнесены факторы угрозы, формирующие условия возникновения неблагоприятных событий (аварии), приводящих к загрязнению окружающей среды. Ко второму – факторы угрозы, под воздействием которых происходит непосредственное попадание нефтепродуктов в окружающую среду.

Проведенный анализ факторов угрозы позволил установить их взаимовлияние и исключить из них те, которые не приводят к опасному состоянию, а лишь способствуют его возникновению (табл. 2.). Таким образом, к основными факторами угрозы загрязнения окружающей среды

были отнесены один фактор природного характера (землетрясение (X4)), два фактора техногенного характера (неисправность оборудования топливозаправщика (Y1), неисправность оборудования системы заправки ВС (Y2)), а также два социальных фактора (ошибки обслуживающего персонала (Z1), террористические действия (Z2)).

Таблица 2.4.

Следственные связи факторов угрозы № п/п	Предпосылочные факторы угрозы	Влияющие факторы угрозы	Источники угрозы	Элементы ОС на которые оказывается первичное отрицательное влияние	Элементы ОС на которые оказывается вторичное отрицательное влияние
1	X4	Y1	A	M	L,N,R
			B	L, M	L,N,R
2	X4	Y2	B	L, M	L,N,R
3	Y1	–	A	M	L,N,R
			B	L, M	L,N,R
4	Y2	–	B	L, M	L,N,R
5	Z1	Y1	A	M	L,N,R
			B	M	L,N,R
	Z1	Y2	A	L	-
			B	L	-
6	Z1	Y3	A	L	-
			B	L	-
7	Z2	Y1	A	M	L,N,R
			B	L, M	L,N,R
8	Z2	Y2	B	L, M	L,N,R

Литература: [4], [5], [6], [7], [9].

Задание

Провести анализ факторов угрозы загрязнения окружающей среды на авиапредприятии, разработав матрицу приоритетов и установив следственные связи (смотри пример в табл. 1, 2). Варианты потенциальных источников угрозы – технологических процессов, которые происходят на авиапредприятиях, предложено в таблице 2.5.

Таблица 2.5. Варианты заданий

№ варианта	Потенциальный источник (технологический процесс)
1	Работа авиадвигателя ВС
2	Транспортировка и хранение ГСМ на складе ГСМ
3	Утилизация отходов с бортов ВС на территории аэропорта
4	Мойка и обработка ВС антиобледенительной жидкостью
5	Работа радиолокационной станции аэропорта
6	Работа котельной АП
7	Нейтрализация сточных и ливневых вод АП
8	Дефектоскопия деталей авиадвигателя ВС
9	Гальваническая обработка деталей ВС
10	Сброс топлива ВС

Контрольные вопросы

1. В чем заключается анализ факторов угрозы загрязнения окружающей среды?
2. Когда потенциальные источники загрязнения переходят в разряд реальных?
3. Что представляет собой матрица приоритетов факторов угрозы?
4. С какой целью устанавливают следственные связи факторов угрозы загрязнения окружающей среды?

Модуль 2. МЕТОДЫ АНАЛИЗА И ОЦЕНКИ РИСКА НА АВИАПРЕДПРИЯТИЯХ

Практическая работа №3 ОЦЕНКА ПРИЕМЛЕМОГО РИСКА ДЛЯ АВИАПРЕДПРИЯТИЯ

Основные теоретические сведения

К потенциально опасным объектам (ПОО) предъявляются требования, направленные на снижение негативного влияния на человека и окружающую среду, предотвращение возникновения аварийных ситуаций и минимизацию ущерба. При этом превентивная направленность задач повышения уровня безопасности занимает доминирующую роль на авиапредприятиях, особенно в аэропортах.

Авиапредприятия являются одними из наиболее опасных объектов, на которых используются, перерабатываются, образуются, хранятся, транспортируются взрывопожароопасные вещества. Как правило, такие

промышленные объекты располагаются как вблизи крупных населенных пунктов, так и в черте городов. Аварии и катастрофы, связанные с авиатранспортом, подтверждают актуальность и необходимость оценки риска и потенциальной опасности на авиапредприятиях.

Поскольку показатели риска являются объективными показателями потенциальной опасности промышленных объектов, возникает вопрос к степени приемлемости тех или иных значений риска. Под **приемлемым риском** понимают уровень индивидуального риска, который не превышает на территории опасного объекта и (или) за ее пределами предельно уровня.

При расчете приемлемого риска исходят из того, что безопасность - это не абсолютное отсутствие опасности, а отсутствие недопустимого риска.

В большинстве стран мирового сообщества в настоящее время принята концепция «приемлемого риска» (ALARA). Эта общепринятая концепция нашла отражение в четырех основных принципах:

1. Первый принцип – оправданность деятельности по управлению риском, которая должна согласовываться со стратегической целью управления риском, формулируемой как стремление к обеспечению материальных и духовных благ при обязательном условии: практическая деятельность не может быть оправдана, если выгода от этой деятельности в целом не превышает вызываемого ею ущерба.

2. Второй принцип – оптимизация защиты по критерию среднестатистической ожидаемой продолжительности предстоящей жизни в обществе. Оптимальным считается вариант сбалансированных затрат на продление жизни за счет снижения уровня риска и за счет выгоды, получаемой от хозяйственной деятельности.

3. Третий принцип – необходимость учета всего спектра существующих опасностей; вся информация о принимаемых решениях по управлению риском должна быть доступна широким слоям населения.

4. Четвертый принцип – учет требований о непревышении предельно допустимых экологических нагрузок на экосистемы. По существу, он состоит в том, что обеспечение безопасности человека, живущего сегодня, следует достигать путем реализации таких решений, которые не подвергают риску способность природы обеспечить безопасность и потребности человека будущего поколения.

Для оценки приемлемого риска, связанного с опасными видами деятельности, в Европе используются так называемые критерии Эшби. Они есть вероятность- одного фатального случая (одной смерти) в год. Характеристики этих критериев приведены в табл. 2.6.

Верхняя граница допустимого риска (максимально допустимый риск) для персонала принимается 10^{-3} за год, для населения - $5 \cdot 10^{-5}$ в год. Пренебрежимый риск - 10^{-6} в год.

В Украине для оценки существующего на предприятии уровня риска по возникновению смертельных несчастных случаев определены виды рисков и их базовые показатели: незначительный риск, приемлемый риск, предельно допустимый риск и недопустимый риск.

При этом (табл. 2.6) считают, что:

Таблица 2.6. Характеристики критериев приемлемости риска (по Эшби)

Ранг риска	Вероятность смерти человека в течение года	Степень приемлемости
1	Не менее 10^{-3}	Риск неприемлем
2	10^{-4}	Риск приемлем в особых обстоятельствах
3	10^{-5}	Требуется детальное обоснование приемлемости
4	10^{-6}	Риск приемлем без ограничений (он характерен и для природных катастроф)

- *незначительный риск* (совершенно приемлемый) обеспечивается полным соответствием условий и безопасности труда требованиям нормативно-правовых актов по охране труда, отсутствием вредных и тяжелых условий труда и характеризуется соблюдением работниками требований безопасности;

- *приемлемый риск* обеспечивается полным соответствием условий и безопасности труда требованиям нормативно-правовых актов по охраны труда, но предполагает наличие тяжелых и вредных условий труда, работа в которых вознаграждается льготами и компенсациями согласно действующему законодательству (он обеспечивается условием, при котором работники соблюдают требования безопасности);

- *предельно допустимый риск* обеспечивается полным соответствием объектов, машин, механизмов, оборудования повышенной опасности требованиям нормативно-правовых актов по охране труда, допускает отклонения от требований нормативных актов и характеризуется наличием тяжелых и вредных условий труда, работа в которых вознаграждается льготами и компенсациями согласно действующему законодательству и согласованию существующих отклонений с соответствующими уполномоченными органами контроля и исполнительной власти;

- *недопустимый риск* характеризуется несоответствием объектов, машин, механизмов, оборудования повышенной опасности требованиям нормативно-правовых актов по охране труда, нарушением работниками требований безопасности, частым запрещением работ наблюдательными органами.

Нормативная база рисков техногенного и природного характера Украины опирается на два основные нормативные уровни рисков:

минимальный - меньше или такой, что равен $1 \cdot 10^{-8}$ и предельно допустимый риск - менее $1 \cdot 10^{-5}$.

В практической деятельности риск, меньше или такой, что равен минимальному, считают *абсолютно приемлемым*; риск, значение которого превышает предельно допустимое, считают *абсолютно неприемлемым*. Для каждой отрасли экономики, опасной производственной деятельности, территории, типа техногенного или природного объекта определяются свои нормативы минимального и предельно-допустимого уровней рисков, которые должны быть в пределах аналогичных общенациональных значений.

В нормативных документах Украины при составлении декларации безопасности объектов повышенной опасности приемлемый риск предлагается определять по следующей схеме последовательности действий.

Устанавливается значение, выше которого риск считают абсолютно неприемлемым (верхний уровень), и значение, ниже которого риск считают абсолютно приемлемым (нижний уровень).

Если местными органами контроля и исполнительной власти не установлен приемлемый риск для определенных объектов "заботы", то для составления декларации безопасности объектов повышенной опасности в Украине применяют следующие уровни.

Для жизни человека рекомендуется считать неприемлемыми такие уровни рисков:

- $R_i > 1 \cdot 10^{-6}$ - для индивидуального риска для человека, находящегося в конкретном регионе за пределами санитарно-защитной зоны предприятия, имеющего в своем составе хотя бы один объект повышенной опасности (город, поселок, село, территория промышленной зоны предприятий или организаций и т.п.);

- $R_T > 1 \cdot 10^{-5}$ - для территориального риска за пределами санитарно-защитной зоны предприятия, имеющего в своем составе хотя бы один объект повышенной опасности;

- $R_C > 1 \cdot 10^{-5}$ - для социального риска в случае гибели более 10 человек в течение одного года в выделенном регионе за пределами санитарно-защитной зоны предприятия, имеющего в своем составе хотя бы один объект повышенной опасности.

Во всех случаях риск аварий на объекте повышенной опасности для населения рекомендуется считать *абсолютно приемлемым* при наличии таких показателей уровней:

- для индивидуального риска $R_i < 10^{-8}$,
- для территориального - $R_T < 10^{-7}$,
- для социального - $R_C < 10^{-7}$.

При этом приемлемый риск, что устанавливается органами исполнительной власти в регионах, не может превышать уровней, нормативно закрепленных в государстве.

Сейчас самым распространенным подходом к установлению приемлемого риска является использование F/N – кривых* (в логарифмических координатах), которые определяют области приемлемого и неприемлемого риска смерти или травм. Риск определяется как функция двух переменных: вероятности негативного события и размера потерь от нее. Область под постоянной линией определяет степень приемлемого риска, над линией - неприемлемого (рис. 2.1).

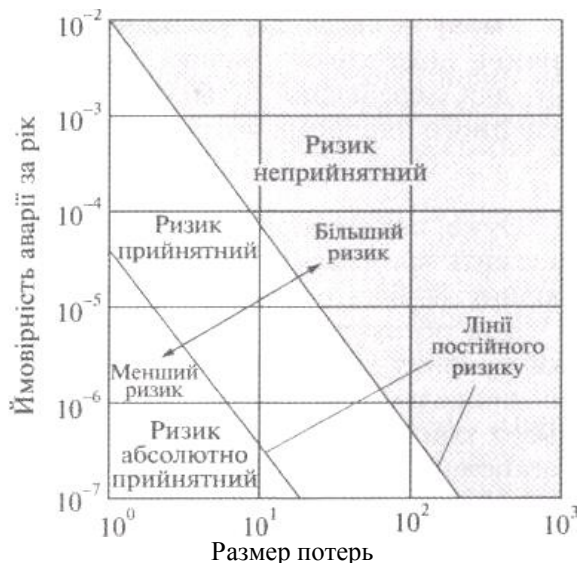


Рис. 2.1. Риск как функция двух переменных
* в западноевропейских научных трудах – кривая Фармера.

Литература: [1], [7], [9].

Задание

1. Определить частоту и распределение смертельных случаев от авиакатастроф в гражданской авиации за определенный период согласно варианту (см. табл. 3.2.). Результаты занести в таблицу 3.3. По данным таблицы 3.3. построить F/N – кривую, где горизонтальная ось N – число смертельных случаев, вертикальная ось F – частота событий, когда гибнет N и больше человек. Сравнить риск гибели людей в авиакатастрофах в будущем с приемлемым риском, используя рис. 2.1.

Таблица 2.7. Варианты заданий*

№ варианта	Исследуемый период	Число погибших за исследуемый период, чел	Число событий, в которых погибло N человек за исследуемый период
1	1950-1959 гг.	8290	535
2	1960-1969 гг.	13130	571
3	1970-1979 гг.	15689	616
4	1980-1989 гг.	11394	438
5	1990-1999 гг.	12080	475
6	2000-2010 гг.	9189	344
7	1950-1969 гг.	21420	1106
8	1970-1989 гг.	27083	1054
9	1990-2010 гг.	21269	819
10	1980-2010 гг.	32663	1257

* согласно статистическим данным Aviation Safety Network о количестве смертельных катастроф и человеческих жертв в гражданской авиации в мире за последнее 60-тилетие.

Контрольные вопросы

1. На чем базируется концепция приемлемого риска?
2. Каковы характеристики критериев приемлемости риска по Эшби?
3. Какие виды рисков по возникновению смертельных несчастных случаев на предприятии определены в Украине?
4. Какие нормативные уровни минимального и предельно допустимого рисков в Украине?
5. Какие уровни рисков рекомендуется считать неприемлемыми для жизни человека (для индивидуального, территориального, социального)?
6. Какие уровни рисков аварий на объекте повышенной опасности рекомендуется считать абсолютно приемлемым для населения?
7. Как установить величину приемлемого риска, используя F/N -кривые?

Практическая работа № 4 ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ТЕРРИТОРИАЛЬНОГО РИСКА НА ПРИМЕРЕ АВИАПРЕДПРИЯТИЯ

Краткие теоретические сведения

Комплексной мерой риска, характеризующей опасный объект (территорию), является *потенциальный территориальный риск* - пространственное распределение вероятности (или частоты) реализации негативного воздействия определенного уровня.

Например, при моделировании опасных техногенных процессов по схеме «авария - механизм воздействия - реализация воздействия» для оценки риска, связанного с выбросами вредных веществ, потенциальный территориальный риск в точке (x, y) оценивается по формуле:

$$RI(x, y) = \sum_{ij} P(A)_i P_{ij}(x, y) P(L)_j, \quad (4.1)$$

где $P(A)_i$ – вероятность аварии по сценарию i ;

$P_{ij}(x, y)$ – вероятность реализации механизма воздействия в точке (x, y) для сценария выброса i ;

$P(L)_j$ – вероятность летального исхода (или заболевания) при реализации механизма воздействия j .

Потенциальный территориальный риск, в соответствии с названием, представляет собой потенциал максимально возможного риска для конкретных объектов воздействия, находящихся в данной точке пространства. Данная мера риска не зависит от факта нахождения объекта воздействия (например, человека) в данном месте пространства. Предполагается, что вероятность нахождения объекта воздействия равна 1. Потенциальный риск не зависит от того, находится ли опасный объект в многолюдном или пустынном месте, и может меняться в широком интервале.

На практике важно знать распределение потенциального риска для отдельных источников опасности и для отдельных сценариев аварий. При этом часто полагают вероятность инициирующего события также равной 1, т.е. $P(A)_i = 1$. Таким образом, потенциальный территориальный риск принимает характер территориального условного индивидуального риска и равен вероятности (или частоте) негативного исхода в результате реализации механизма воздействия в точке с координатами рассматриваемой территории.

Пример картографического представления зон территориального риска на плане местности [5] изображен на рисунке 2.2. Цифрами у изолиний указана частота смертельного поражения человека за один год (при условии его постоянного местонахождения в данной точке).

Как правило, потенциальный территориальный риск оказывается промежуточной мерой опасности (табл. 2.8).

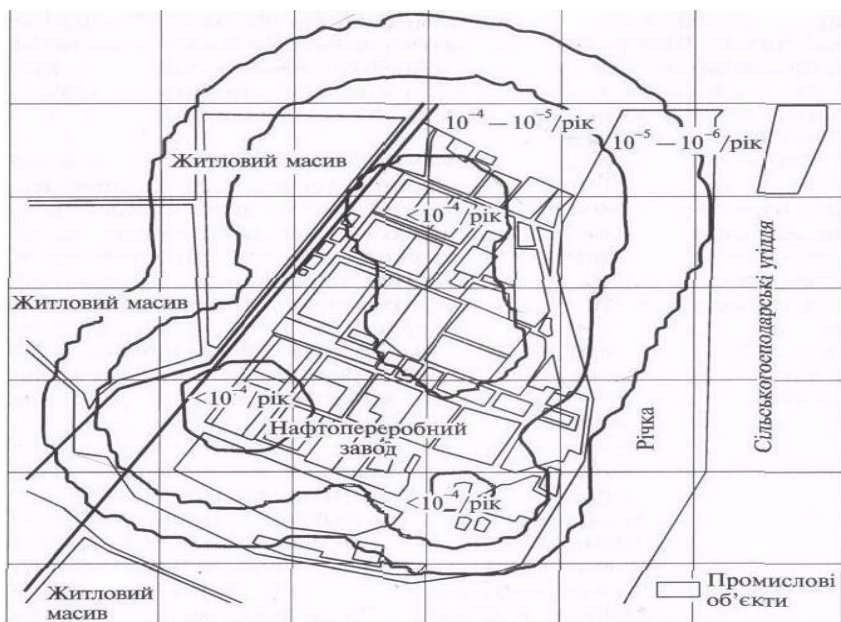


Рис. 2.2. Пример картографического представления зон территориального риска на плане местности

Таблица 2.8. Уравнения для вычисления некоторых показателей риска при авариях, связанных с выбросами вредных веществ

Потенциальный индивидуальный территориальный риск	$RI(x, y) = \sum_{ij} P(A)_i P_{ij}(x, y) P(L)_j$
Средний индивидуальный риск	$\bar{R} = \left[\sum_{x,y} RI(x, y) N(x, y) \right] / \sum_{x,y} N(x, y)$
Интегральный риск (общее число смертельных исходов)	$RN = \sum_{x,y} R_{\Sigma}(x, y) N(x, y) = \bar{R}N$
Экономический эквивалент социального ущерба	$\Xi Y = \sum_i P_i^n N_i^n \quad (1, 2 < p < 2)$

$N(x, y)$ - численность людей в ячейке (единичной площадке) с координатами (x, y) ;

P_i^n - вероятность негативных последствий при реализации аварийного сценария i ;

N_i - число смертельных исходов при реализации аварийного сценария i .

Социальный риск в сфере предупреждения и ликвидации чрезвычайных ситуаций определяют как, зависимость частоты возникновения случаев, которые приводят к поражению определенного количества людей, от общей численности людей.

При вычислении социального риска учитывают вероятность пребывания людей в зоне поражения и вероятность опасного влияния на людей сверх определенного количества (заболевания или смерть) для данного региона на протяжении определенного периода времени от возможных источников опасности. Социальный риск характеризует масштаб и вероятность (частоту) аварий и определяется функцией распределения потерь – F/N -кривой.

В общем случае социальный риск рассчитывают по формуле:

$$R_c(N) = \sum_{m=1}^M \sum_{l=1}^L P(N / Q_m) P(Q_m / A_l) F(A_l), \quad (4.2)$$

где $R_c(N)$ - социальный риск; $P(N / Q_m)$ - вероятность гибели N людей от Q_m поражающего фактора; $P(Q_m / A_l)$ - вероятность возникновения Q_m поражающего фактора при реализации A_l события (аварии, опасного природного явления и т.д.); $F(A_l)$ – частота возникновения A_l события за год; $m = 1, \dots, M$ – множество индексов, которые соответствуют списку всех поражающих факторов при реализации события A_l ; $l = 1, \dots, L$ - множество индексов, которые соответствуют рассматриваемым событиям.

Литература: [3], [7], [8].

Задание

Определить суммарные показатели заболеваемости для территории «А», прилегающей к аэропорту, где обнаружено повышенное загрязнение атмосферного воздуха и в течение 1 года диагностировано заболевание бронхиальной астмой у X человек, при общем количестве населения Y людей. Также необходимо определить суммарные показатели заболеваемости контрольной территории «В» расположенной в зеленой зоне, где число людей, заболевших бронхиальной астмой в течение того же года, составило X_1 , при численности населения Y_1 людей. Сделать вывод о вероятности влияния аэропорта на состояние здоровья населения на прилегающих территориях. Выходные данные согласно вариантам находятся в табл. 2.9.

Таблица 2.9. Варианты заданий

№ варианта	Переменные			
	X	Y	X ₁	Y ₁
1	1527	8760	518	7780
2	1648	9620	612	7512
3	1841	8950	630	8260
4	1203	8751	489	9630
5	1334	9230	497	8950
6	1269	9241	501	8754
7	1256	10546	530	9830
8	1402	9875	614	9261
9	1577	10551	548	10246
10	1466	9620	397	9557

Пример решения задачи

Выходные данные:

Количество людей, заболевших бронхиальной астмой на территории «А» $X = 1500$ человек;

Общее количество населения на территории «А» $Y = 4000$ человек;

Количество людей, заболевших бронхиальной астмой на территории «В» $X_1 = 500$ человек;

Общее количество населения на территории «В» $Y_1 = 6000$ человек.

Решение:

Для определения суммарного показателя заболеваемости населения на определенной территории воспользуемся формулой, которая позволяет вычислить индивидуальный риск заболевания (или гибели) одного человека в год: $RI = \frac{n}{N}$,

где n - число смертей в год по какой-либо причине;

N - численность населения на рассматриваемой территории в оцениваемом году.

Суммарный относительный показатель влияния загрязнения на здоровье людей - это вероятность заболевания (или гибели) одного человека в год в %, т.е.

$$P = RI \cdot 100, \%$$

Таким образом, индивидуальный риск заболевания бронхиальной астмой на территории «А» одного человека в год будет равен:

$$RI_A = (1500/4000) = 0,375 \text{ (чел.)},$$

а суммарный показатель заболеваемости населения на территории «А», прилегающей к аэропорту, соответственно, составит:

$$P_A = 0,375 \cdot 100 = 37,5 \text{ (\%)}. \quad \square$$

В свою очередь, индивидуальный риск заболевания бронхиальной астмой на территории «В» одного человека в год будет равен:

$$RI_B = (500/6000) = 0,083 \text{ (чел.)},$$

а суммарный показатель заболеваемости населения контрольной территории «В», расположенной в зеленой зоне, -

$$P_B = 0,083 \cdot 100 = 8,3 \text{ (\%)}.$$

Чтобы оценить достоверность данных воспользуемся формулой вычисления ошибки репрезентативности m :

$$m = \sqrt{P \cdot \frac{(100 - P)}{N}},$$

где P - относительный показатель влияния определенного фактора, %
 N - численность населения на рассматриваемой территории.

Таким образом, достоверность данных в зоне «А» составит:

$$m_A = \sqrt{P_A \cdot \frac{(100 - P_A)}{N_A}} = \sqrt{37,5 \cdot \frac{(100 - 37,5)}{4000}} = \pm 0,77 \text{ (\%)}.$$

Достоверность данных в зоне «В» составит:

$$m_B = \sqrt{P_B \cdot \frac{(100 - P_B)}{N_B}} = \sqrt{8,3 \cdot \frac{(100 - 8,3)}{6000}} = \pm 0,36 \text{ (\%)}.$$

Достоверность разности полученных показателей рассчитывается по формуле:

$$t = \frac{P_A - P_B}{\sqrt{m_A^2 + m_B^2}},$$

где t - критерий достоверности;

m - ошибка репрезентативности;

P - относительный показатель влияния определенного фактора, %.

Если вычисленный критерий t больше или равен 2 ($t \geq 2$), что соответствует вероятности безошибочного прогноза P , равной или больше 95 % ($P \geq 95 \text{ \%}$), то разность результатов следует считать достоверной (существенной), что обусловлено влиянием какого-то фактора, который будет иметь место и в генеральной совокупности.

При $t < 2$, вероятность безошибочного прогноза $P < 95 \text{ \%}$. Это означает, что разность результатов недостоверна, случайная, то есть не обусловлена какой-то закономерностью (не обусловлена влиянием какого-то фактора).

Таким образом, достоверность разности суммарных показателей заболеваемости населения на территории «А» и территории «В» будет

$$\text{равна: } t = \frac{P_A - P_B}{\sqrt{m_A^2 + m_B^2}} = \frac{37,5 - 8,3}{\sqrt{0,77^2 + 0,36^2}} = 34,35.$$

Значение $t = 34,35 > 2$, поэтому отвечает вероятности безошибочного прогноза $P > 95 \%$.

Вывод: поскольку в зоне аэропорта суммарный показатель заболеваемости населения бронхиальной астмой P_A в 4,5 раза больше, чем на контрольной территории в зеленой зоне P_B , то это свидетельствует о непосредственном влиянии аэропорта на состояние здоровья населения на прилегающих территориях.

Значение достоверности разности полученных результатов исследования t позволяет утверждать, что разница диагностирования заболевания бронхиальной астмой у людей на исследуемых территориях не случайна, а существенно достоверная, т. е. обусловлена влиянием загрязненного атмосферного воздуха в окрестностях аэропорта.

Контрольные вопросы

1. Что такое потенциальный территориальный риск? Как количественно определяется величина индивидуального риска?

2. Что такое социальный риск? Что учитывают при вычислении социального риска?

3. Как оценивают достоверность данных?

4. Как производят вычисление достоверности разности полученных показателей риска?

5. Как определить причастность какого-то фактора по достоверности разности полученных результатов оценки риска?

Практическая работа №5

ОЦЕНКА ТЕХНОГЕННОГО РИСКА

(на примере оценки риска возникновения аварийной ситуации на авиапредприятии с помощью закона Пуассона)

Основные теоретические сведения

Оценка степени риска поражения людей и нанесения ущерба при авариях связана с задачей прогнозирования показателей надежности и остаточного ресурса функционирующей системы. Наиболее важным вопросом является установление допустимых сроков дальнейшей эксплуатации индивидуального объекта при конкретном значении риска аварии.

Одним из основных показателей надежности объекта является вероятность $P(t)$ безотказной работы на некотором временном интервале (функция надежности). Функция $Q(t) = 1 - P(t)$, дополняющая $P(t)$ до единицы и характеризующая вероятность отказа, является функцией риска аварии – поражения людей и нанесения материального ущерба.

Прогнозирование аварийных ситуаций возможно на основе элементарной статистики и дискретного распределения Пуассона, часто применяемого к редким событиям и природным явлениям.

Функцией риска аварии из-за отказа нормального функционирования объекта называют вероятность отказа:

$$H(t) = 1 - P'(t), P'(t) = \exp(-\int \lambda(\xi) d\xi), \lambda(t) = -P'(t) / P(t), \quad (5.1)$$

где $P(t)$ – вероятность безотказной работы (функция надежности); $\lambda(t)$ – интенсивность отказов, равная вероятности того, что после безотказной работы до момента времени t авария произойдет в последующем малом отрезке времени.

Опыт показывает, что после небольшого начального периода эксплуатации (приработки) функция $\lambda(t)$ длительный период достаточно стабильна, т. е. $\lambda(t) = \text{const}$. Влияние интенсивного старения за счет коррозионного износа, усталости и других факторов должно исключаться регламентированием допустимого срока службы.

Принимая для периода нормального (спокойного) функционирования $\lambda(t) = \text{const}$, из (5.1) получают экспоненциальное распределение

$$P(t) = \exp(-\lambda t), \quad (5.2)$$

причем $\theta = 1/\lambda$ – математическое ожидание срока службы (ресурса) или средняя наработка на отказ. Функцию риска теперь можно записать в виде

$$H(t) = 1 - \exp(-t/\theta). \quad (5.3)$$

При функции надежности в виде (5.2) частота отказов в системе однотипных объектов (поток случайных событий) соответствует дискретному распределению Пуассона

$$Q(N, \lambda \tau) = \frac{(\lambda \tau)^N}{N!} \exp(-\lambda \tau), N = 0, 1, 2, \dots, \lambda \tau > 0. \quad (5.4)$$

Согласно данной формуле, аварии на временном интервале τ ($t, t + \tau$) произойдут N раз с вероятностью $Q(N, \lambda \tau)$, а отсутствие аварийных ситуаций (отсутствие отказов) – с вероятностью

$$Q(0, \lambda \tau) = \exp(-\lambda \tau). \quad (5.5)$$

Вероятность того, что аварии произойдут n раз при $n < N$ (т. е. менее N раз), определяется функцией распределения

$$Q_0(n < N) = \sum_{i=0}^{N-1} Q(i, \lambda \tau) = 1 - \varphi(N, \lambda \tau) \quad (5.6)$$

$$\varphi(N, \lambda \tau) = Q_0(n \geq N) = \sum_{i=1}^{\infty} Q(i, \lambda \tau).$$

Вероятность $\bar{Q}$ возникновения хотя бы одной аварии представляет оценку риска аварий на объекте в период τ

$$\bar{Q} = 1 - Q(0, \lambda \tau) = 1 - \exp(-\lambda \tau). \quad (5.7)$$

Для математического ожидания N , дисперсии D и стандарта σ (среднеквадратического отклонения) имеет место равенство $N = D = \sigma^2 = \lambda\tau$, т. е. имеется возможность экспериментальной проверки правдоподобия гипотезы о применимости закона Пуассона к конкретному виду аварии по факту хотя бы приблизительного соблюдения равенства $N = D$.

Таким образом, прогнозирование аварийных ситуаций возможно на основе статистики. Такого рода данные представляют интерес при принятии решений о мерах по снижению степени риска аварий на объектах.

Литература: [3], [6], [7], [9].

Задание

1. В аэропорту за время T произошло n аварий. Для оценки риска возникновения аварии на авиапредприятии необходимо определить:

- вероятность одной аварии на объекте в течение временного интервала τ , $Q(1, \lambda \tau)$;

- вероятность N аварий на объекте в течение временного интервала τ , $Q(N, \lambda \tau)$;

- вероятность безаварийного функционирования объекта в течение одного года, $Q(0, \lambda)$;

- вероятность безаварийного функционирования объекта в течение временного интервала τ , $Q(0, \lambda \tau)$;

оценить:

- риск аварийности для периода τ , $H(t)$;

- риск аварийности за один год, $H(1)$;

сравнить риск возникновения аварии в аэропорту с приемлемым риском.

Выходные данные согласно вариантам находятся в табл. 2.10.

Таблица 2.10. Варианты заданий

№ варианта	Временной интервал T , год	Число аварий на объекте за временной интервал T , n	Временной интервал τ , год	Количество аварий N
1	10	0,5	2	1,0
2	20	1,0	4	2,0
3	30	1,5	6	3,0
4	40	2,0	5	4,0
5	50	2,5	5	5,0
6	10	0,3	3	2,0
7	20	0,5	5	4,0
8	30	1,2	7	5,0
9	40	2,8	6	6,0
10	50	3,6	10	7,0

2. Авиадвигатель работает τ часов в сутки. Средняя скорость износа двигателя λ (1/час). Предельное число элементарных повреждений R . Необходимо определить величину риска выхода авиадвигателя из рабочего состояния $Q(N, \lambda T)$ в течение временного промежутка n (дни). Выходные данные согласно вариантам находятся в табл. 2.11.

Таблица 2.11. **Варианты заданий**

№ варианта	Время работы двигателя в τ , ч/сутки	Средняя скорость износа двигателя λ , 1/час	Предельное число элементарных повреждений r	Временной промежуток n , дни
1	2	0,01	8	31
2	3	0,01	6	30
3	4	0,01	7	27
4	5	0,01	9	26
5	6	0,01	5	25
6	7	0,01	5	24
7	8	0,01	7	20
8	10	0,01	8	15
9	12	0,01	9	14
10	15	0,01	10	12

Примеры решения задач.

1.. Оценка риска выхода двигателя из рабочего состояния

Выходные данные:

Время работы двигателя в сутки $\tau = 7$ ч;

Средняя скорость износа двигателя $\lambda = 0,01$ (1/час)

Предельное число элементарных повреждений $r = 7$;

Временной промежуток $n = 12$ дней.

Решение:

Общее количество часов работы двигателя равно:

$$N = \tau n = 7 \cdot 12 = 84 \text{ часов}$$

Поскольку средняя скорость износа двигателя равна 0,01, то:

$$\lambda T = 0,01 \cdot 84 = 0,84.$$

Делаем оценку риска выхода двигателя из строя, используя формулу дискретного распределения Пуассона

$$Q(N, \lambda T) = 1 - \sum_{k=0}^{r-1} \frac{(\lambda T)^k}{k!} \exp(-\lambda T):$$

$$Q(84; 0,84) = 0,0000282.$$

Следовательно, величина риска выхода двигателя из строя за 12 дней, равна $28,2 \cdot 10^{-6}$.

Контрольные вопросы

1. Как применяется распределения Пуассона для оценки риска аварий?
2. Как правильно выбрать время для оценки риска аварий?
3. Почему в описанных случаях используется распределение Пуассона?

Практическая работа №6

ОЦЕНКА И ПРОГНОЗ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ОТ ХИМИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ ПОРОГОВОГО МЕХАНИЗМА ДЕЙСТВИЯ НА ЧЕЛОВЕКА

Основные теоретические сведения

В ряду проблем, стоящих перед современным обществом, состояние среды обитания занимает одно из первых мест. В биосфере циркулирует огромное количество чужеродных живым организмам веществ. По данным ВОЗ, к началу 21 века в промышленности и сельском хозяйстве использовалось около 500 тыс. химических соединений, из которых 40 тыс. являются вредными и 12 тыс. токсичными. Значительная часть их попадает в воздух, почву, поверхностные и грунтовые воды. С вдыхаемым воздухом, питьевой водой и пищей загрязнители попадают в организм человека.

Типичные примеры путей загрязнителей:

- 1) выброс в атмосферу → осадки-почва → с.х. растения → человек;
- 2) отходы → вымывание → почва → кормовые растения → с.х. животные → человек;
- 3) сброс в поверхностные воды → водная флора и фауна - рыбы + питьевая вода + вода для орошения → продукты с.х. → человек.

Эксперты ВОЗ полагают, что относительный вклад факторов среды и влияющих на здоровье людей, составляет не менее 25% и затрагивает не менее 70% населения.

Специализированные комитеты ООН и ВОЗ осуществляют программы по оценке безопасности ОС, пищевых продуктов и лекарственных средств.

В США проведена оценка поллютантов, через сочетание 3-х факторов:

- токсичность
- частота проявления действия (по статистике)
- потенциальная угроза здоровью (выход вещества в ОС, его формы, подвижность, способность к биоаккумуляции).

Оценка делается по баллам (табл. 2.12).

Таблица 2.12. Ранги токсичности (грязная дюжина*)

Вещество	Количество баллов	Ранг
Мышьяк	1663	1
Свинец	1532	2
Ртуть	1507	3
Винилхлорид	1385	4
Полихлорвиниловые бифенилы	1373	5
Бензол	1356	6
Кадмий	1319	7
Полициклические ароматические углеводы	1318	8
Бензо(а)пирен	1309	9
Бензофлуорантен	1265	10
Хлороформ	1228	11
ДДТ	1192	12

*нет учета Чернобыльской аварии (в США ее влияние не существенно). Список мало меняется во времени.

По биохимическим показателям состояния экосистем выделяют 4 зоны: I. Зона экологической нормы; II. Зона экологического риска; III. Зона экологического кризиса; IV. Зона экологического бедствия. (см. таблица 2.13.)

Таблица 2.13. Биохимические показатели состояния экосистемы по содержанию ТМ и неметаллов в сухой массе растений

Показатели	I	II	III	IV
Медь, мг/кг	10-20	30-70	80-100	>100
Цинк, мг/кг	--	30-60	60-100	>100
Молибден, мг/кг	2-3	3-10	10-50	>50
Кобальт, мг/кг	--	0,3-1,0	1-5	>5
Никель, хром, кадмий, ртуть, свинец, мышьяк, сурьма -по превышению предельно-допустимого уровня (ПДУ)	1-1,5	2-4	5-10	>10

Зависимость риска угрозы здоровью от дозы загрязнителя разделяют на линейную и пороговую.

Дополнительный риск, обусловленный присутствием в окружающей среде вредного вещества, зависит от его дозы, поступившей в организм человека. Иными словами, частотность дополнительного риска является функцией дозы: $q_e = f(D)$.

Действие пороговых загрязнителей вызывает негативные последствия, только когда величина дозы превышает пороговое значение (рис. 2.3). Пороговыми загрязнителями выступают неканцерогенные вещества.

В качестве функции $f(D)$, описывающей эффекты действия пороговых токсикантов, используется одна из математических моделей, вид и параметры которой определяются в результате специальных исследований (наблюдения над людьми, опыты на животных). (рис. 2.3).

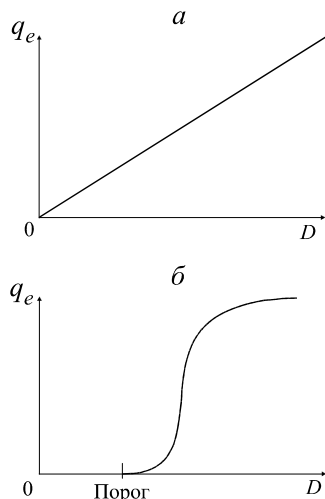


Рис. 2.3. Соотношение между дозой (D) и откликом на нее (частотой дополнительного риска q_e). a — линейная связь для беспорогового загрязнителя; $б$ — сложная связь для порогового загрязнителя.

Доза загрязнителя рассчитывается по формуле:

$$D = c \cdot v \cdot t,$$

где c - концентрация (мг/м³ - в воздухе, мг/л - для воды, мг/кг - для пищи); v - скорость поступления (м³/сутки - в воздух, л/сутки - в воду, кг/день или кг/год - в продукты питания); t - время поступления.

Стандартные значения скорости поступления в организм воздуха, воды и пищи, которые используются для расчетов, приведены в табл. 2.14-2.15.

Таблица 2.14. Стандартные количества, поступающих в организм человека объема воздуха и массы воды

Контингент	Воздух	Вода
Население	$7,3 \cdot 10^6$ л/год = 20 м ³ /день	800 л/год = 2,2 л/день
Персонал	$2,5 \cdot 10^6$ л/год = 10 м ³ /день (если в году 250 рабочих дней)	0

Таблица 2.15. Стандартные значения скорости поступления воздуха, воды и пищи в организм людей (T – средняя продолжительность жизни; M – масса тела, для пищи указан «сырой вес»)

Вид	Пол	T , годы	M , кг	Воздух, л/мин	Вода, мл/день	Пища, г/день
Человек	м	72	75	7,5*	2000	1500
	ж	79	60	6,0*	2000	1500

* Приведены скорости поступления воздуха для состояния покоя. При легкой физической нагрузке эта скорость принимается равной 29 л/мин у мужчин и 19 л/мин у женщин, а при тяжелой физической работе эти значения возрастают соответственно до 43 л/мин и 25 л/мин.

Оценка и расчет риска здоровью при воздействии пороговых токсикантов опирается на пороговую мощность дозы токсиканта - H_D .

Пороговая мощность дозы токсиканта H_D учитывает межвидовые вариации (животных и человека) и внутривидовые различия в проявлении эффектов, которые варьирует от 1 до 10 (смю табл. 2.16-2.18).

Таблица 2.16. Значения пороговой мощности дозы H_D при поступлении токсикантов-неканцерогенов с воздухом

Токсиканты, поступающие с воздухом	H_D , мг/кг сут
Бензол	$9 \cdot 10^{-3}$
Марганец	$1,4 \cdot 10^{-3}$
Ртуть	$8,6 \cdot 10^{-5}$
Бериллий	$5,8 \cdot 10^{-6}$
Тетраэтил свинец	$5,7 \cdot 10^{-6}$

Таблица 2.17. Значения пороговой мощности дозы H_D при поступлении токсикантов-неканцерогенов с водой и пищей

Токсиканты, поступающие с водой и пищей	H_D , мг/кг сут	Токсиканты, поступающие с водой и пищей	H_D , мг/кг сут
Нитраты	1,6	Селен	$5 \cdot 10^{-3}$
Хром	1,0	Молибден	$5 \cdot 10^{-3}$
Цинк	0,3	Серебро	$5 \cdot 10^{-3}$
Бор	0,2	Кадмий	$5 \cdot 10^{-4}$
Барий	0,2	Хром	$5 \cdot 10^{-3}$
Марганец	0,14	Сурьма	$4 \cdot 10^{-4}$
Хлор	0,1	Мышьяк	$3 \cdot 10^{-4}$
Медь	0,04	Ртуть (хлорид)	$3 \cdot 10^{-4}$
Никель	0,02	Таллий (хлорид, карбонат)	$8 \cdot 10^{-5}$

Таблица. 2.18. Значения пороговой мощности дозы H_D при поступлении токсикантов-неканцерогенов с водой

Токсиканты, поступающие с водой	H_D , мг/кг сут
Этиленгликоль	2,0
Ацетон	0,9
Нефтепродукты	0,6
Фенол	0,6
Метанол	0,5
Формальдегид	0,2
Пентахлорфенол	$3 \cdot 10^{-2}$
Бензол	$4 \cdot 10^{-3}$
Винилхлорид	$3 \cdot 10^{-3}$
Нитробензол	$5 \cdot 10^{-4}$
ДДТ	$5 \cdot 10^{-4}$
Метилртуть	$1 \cdot 10^{-4}$
Тетраэтилсвинец	$1,2 \cdot 10^{-7}$

Методика решения задач, рекомендованная Агентством по защите ОС (США)

1. При решении задач с вдыханием токсиканта среднесуточное его поступление, отнесенное к 1 кг массы человека, – m (мг/кг сут), рассчитывается по формуле (6.1):

$$m = (C \cdot V \cdot f \cdot Tr) / (P \cdot T), \quad (6.1)$$

где C – концентрация токсиканта в воздухе мг/м³;

V – скорость поступления воздуха в организм, м³/сут (табл. 6.3.);

f – количество дней в году в течение которых происходит воздействие токсикантов;

Tr – количество лет, в течение которых происходит воздействие токсиканта;

P – средняя масса тела взрослого человека (принимается равной 70 кг);

T – усредненное время воздействия токсиканта или средняя продолжительность возможного воздействия токсиканта за время жизни человека (принимается равным 30 годам (10950 суток)).

2. При решении задач с потреблением токсиканта с питьевой водой, среднесуточное его поступление m (мг/кг сут), рассчитывается по формуле (6.2):

$$m = (C \cdot V \cdot f \cdot Tr) / (P \cdot T), \quad (6.2)$$

где C – концентрация токсиканта в питьевой воде мг/л;

V – скорость поступления воздуха в организм, м³/сут (табл. 3.);

f – количество дней в году в течение которых происходит воздействие токсикантов;

Tr – количество лет, в течение которых происходит воздействие токсиканта;

P – средняя масса тела взрослого человека (принимается равной 70 кг);

T – усредненное время воздействия токсиканта или средняя продолжительность возможного воздействия токсиканта за время жизни человека (принимаемое равным 30 годам (10950 суток)).

3. При решении задач, связанной с потреблением продуктов питания, среднесуточное поступление загрязняющего вещества m , (мг/кг сут), рассчитывается по формуле (6.3):

$$m = (C \cdot M \cdot Tr) / (P \cdot T), \quad (6.3)$$

где C – концентрация токсиканта в рассматриваемом пищевом продукте, мг/кг;

M – количество продукта, потребляемого за один год (табл. 6.4.);

Tr – количество лет, в течение которых потребляется данный продукт;

P – средняя масса тела взрослого человека (принимается равной 70 кг);

T – усредненное время воздействия токсиканта или средняя продолжительность возможного воздействия токсиканта за время жизни человека (принимаемое равным 30 годам (10950 суток)).

После того, как вычислено среднесуточное поступление токсиканта m (мг/кг сут), рассчитывается величина, называемая **индексом опасности**. Ее обозначают – HQ и определяется выражением (6.4):

$$HQ = m / H_D, \quad (6.4)$$

где H_D – пороговая мощность дозы, значения которой приведены в таблицах 6.1-6.3.

Если $H_D < 1$ то опасности нет, риска угрозы здоровью нет.

Если $H_D > 1$, то существует опасность отравления, которая тем больше, чем больше – HQ превышает единицу.

Если в экологической ситуации содержится несколько токсикантов, то HQ_t равен сумме индексов опасности отдельных токсикантов (6.5):

$$HQ_t = HQ_1 + HQ_2 + HQ_3 \dots \quad (6.5)$$

Если $HQ_t < 1$ то опасности нет, риска угрозы здоровью нет.

Предлагается считать 1 по HQ_t – величине индивидуального риска равной 10^{-4} (величина предельно допустимого риска). Тогда коллективный риск R_{col} = произведению индивидуального риска R_{ind} на число людей подвергшихся этому риску N :

$$R_{col} = R_{ind} \cdot N, \quad (6.6)$$

где R_{col} определяет число людей которые могут смертельно пострадать от данного экологического риска.

Литература: [1], [3], [4], [8].

Задание

Оценить риск угрозы здоровью персонала, обеспечивающего хранение и заправку ВС ГСМ, при воздействии порогового загрязняющего вещества согласно варианту (см. табл. 6.8). Для этого необходимо определить: экспозицию I токсиканта в организм человека в результате дыхания, индекс опасности токсиканта HQ , величины индивидуального

R_{ind} и коллективного R_{col} рисков. Сделать вывод об опасности такого содержания химического вещества в воздухе для здоровья людей.

Таблица 2.19. Варианты заданий

№ варианта	Загрязняющее вещество	Средняя концентрация загрязняющего вещества C , мг/м ³	Усредненный час экспозиции T , годы	Количество персонала N , человек
1	Бензол	30,0	5	10
2	Бензол	25,0	10	20
3	Бензол	20,0	20	40
4	Тетраэтил свинец	0,002	5	8
5	Тетраэтил свинец	0,001	10	10
6	Тетраэтил свинец	0,0009	15	20
7	Тетраэтил свинец	0,0008	20	40
8	Соединения кадмия	0,001	5	10
9	Соединения кадмия	0,0009	10	20
10	Соединения кадмия	0,0008	20	40

Пример решения задачи

Выходные данные:

Загрязняющее вещество – ртуть Hg ;

Средняя концентрация $C_{Hg} = 0,03$ мг/м³;

Усредненный час экспозиции $T = 30$ лет = 10950 сутки;

Количество персонала $N = 1000$ человек;

Скорость поступления воздуха в организм работающих $V = 10$ м³/сутки;

Количество дней в году, в течение которых происходит воздействие $f = 250$ суток;

Количество лет, в течение которых происходит воздействие токсиканта $Tr = 1$ год;

Средняя масса тела взрослого человека $P = 70$ кг;

Пороговая мощность дозы токсиканта $H_D = 8,6 \cdot 10^{-5}$ мг/кг сутки;

Решение:

Среднесуточное поступление ртути, отнесенное к 1 кг массы человека, рассчитывается по формуле (6.1):

$$m = (C \cdot V \cdot f \cdot Tr) / (P \cdot T) = (0,03 \cdot 10 \cdot 250 \cdot 1) / (70 \cdot 10950) = 0,9 \cdot 10^{-4} \text{ мг/кг сутки}$$

Определяем индекс опасности HQ используя формулу (6.4):

$$HQ = m / H_D = (0,9 \cdot 10^{-4} \text{ мг/кг сутки}) / (8,6 \cdot 10^{-5} \text{ мг/кг сутки}) = 1,05.$$

Исходя из полученного значения индекса опасности, можно сделать вывод о наличии опасности. При этом индивидуальный риск будет составлять $R_{ind} = 1,05 \cdot 10^{-4}$,

а коллективный риск, согласно формуле (6.6) будет равен

$$R_{col} = R_{ind} \cdot N = 1,05 \cdot 10^{-4} \cdot 10^3 = 0,105.$$

Итак, менее одного человека может пострадать в течении года. Но очевидно, что таких рисков на любом производстве будет на- много больше.

Контрольные вопросы

1. Какую зависимость имеет угроза здоровью от дозы данного типа поллютантов?
2. Как проводится оценка и расчет риска здоровью при воздействии пороговых токсикантов?
3. Каковы особенности расчета экологических рисков от поступления токсиканта к человеку с воздухом?
4. Каковы особенности расчета экологических рисков от поступления токсиканта к человеку с водой?
5. Каковы особенности расчета экологических рисков от поступления токсиканта к человеку с продуктами питания?
6. Что такое индекс опасности?
7. Как определяется пороговая мощность дозы токсиканта?
8. Каков принцип методики решения задач по оценке экологических рисков от токсикантов порогового механизма действия на человека?

Практическая работа №7

ОЦЕНКА И ПРОГНОЗ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ОТ ХИМИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ БЕСПОРОГОВОГО ДЕЙСТВИЯ НА ЧЕЛОВЕКА

Основные теоретические сведения

К беспороговым химическим токсикантам относят канцерогены - вещества, воздействие которых достоверно увеличивает частоту возникновения опухолей разной локализации и ускоряет их развитие.

При расчете экологического риска от химических токсикантов беспорогового действия следует учитывать два важных положения:

1. Принято считать, что у канцерогенов нет пороговой дозы, их воздействие начинается уже при самых малых дозах.
2. Вероятность развития онкозаболевания прямо пропорциональна дозе (количеству канцерогена). Это все образует беспороговую линейную модель.

Индивидуальный канцерогенный риск рассчитывают по формуле:

$$r = m \cdot Fr, \quad (7.1)$$

где m - количество поступившего канцерогена, кг (определяется по методике, рекомендованной Агентством по защите ОС (США));

Fr - коэффициент пропорциональности (табл. 7.1, 7.2), который определяет наклон дозовой зависимости для каждого канцерогена (получен, как правило, в результате опытов на животных), $[\text{мг/кг сут}]^{-1}$.

Если $r \leq 10^{-6}$, то индивидуальный канцерогенный риск считается пренебрежимо малым.

Верхний предел допустимого риска 10^{-4} .

Если $r > 10^{-4}$, то индивидуальный канцерогенный риск считается недопустимым.

В случае воздействия нескольких канцерогенов полный риск считается как сумма отдельных рисков:

$$r_t = r_1 + r_2 + \dots \quad (7.2)$$

Коллективный канцерогенный риск R определяется формулами:

$$R = r \cdot N, \quad R = r_t \cdot N, \quad (7.3)$$

где N – число людей подвергающимся данному риску.

Таблица 2.20. Фактор риска канцерогенов при поступлении через органы дыхания

Канцерогены	$Fr, [\text{мг/кг сут}]^{-1}$
Дихлорметан	$1,6 \cdot 10^{-3}$
Трихлорэтилен	$7 \cdot 10^{-3}$
Формальдегид	$2,1 \cdot 10^{-2}$
Свинец и его соединения	$4,2 \cdot 10^{-2}$
Бензол	$5,5 \cdot 10^{-2}$
Винилхлорид	$7,2 \cdot 10^{-2}$
Тетрахлорэтилен	0,15
Дихлорэтан	0,27
Хлорбензол	0,27
ДДТ	0,34
Никель (пыль в воздухе)	0,91
Полихлорвиниловые бифенилы	2,00
Выхлопные газы дизельных двигателей	2,10
Кадмий и его соединения	6,30
Бензо(а)пирен	7,30
Бериллий, металл, оксид	8,40
Мышьяк	12,00
Хром	42,00
Бериллий, сульфат	$3 \cdot 10^3$
Диоксины (смесь)	$4,6 \cdot 10^3$

Подобная таблица есть и для случаев поступления канцерогенов с водой и пищей (табл. 2.21.).

В анализе проведенном международными экспертами и организациями (ВОЗ, и др.) отмечено, что одним из путей решения проблемы защиты и гигиены персонала, населения и окружающей среды в

зоне влияния вредных и опасных производств и объектов, заключается в том, чтобы субъекты экономической деятельности в более полной степени компенсировали все издержки воздействия возможных аварий на персонал, население и окружающую среду. Суть такого подхода заключается в двух принципах: “платит тот, кто загрязняет” и “платит пользователь”. Это обстоятельство, особенно важно для Украины в условиях либерализации экономики, когда приватизация предприятий приводит, как правило, к снижению расходов на обеспечение экологической безопасности персонала, населения и ОС.

Таблица 2.21. Фактор риска канцерогенов при поступлении через органы пищеварения с водой и пищей

Канцерогены	$Fr, [\text{мг/кг сут}]^{-1}$
Свинец и его соединения	$8,5 \cdot 10^{-3}$
Хлороформ	$3,1 \cdot 10^{-2}$
Бензол	$5,5 \cdot 10^{-2}$
Пентахлорфенол	0,12
Хлорбензол	0,27
ДДТ	0,30
Кадмий и его соединения	0,38
Трихлорэтилен	0,40
Тетрахлорэтилен	0,54
Мышьяк	1,75
Винилхлорид	1,90
Бериллий, оксид	7,00
Полихлорвиниловые бифенилы	5,00
Бензо(а)пирен	12,00
Бериллий сульфат	$3 \cdot 10^3$
Диоксины (смесь)	$1,6 \cdot 10^5$

Оценка воздействия реальных и возможных аварий на производствах на персонал, население и ОС показала их высокую стоимость. До сих пор ликвидация аварий и их последствий на вредных и опасных производствах и объектах ложилось бременем на государственный бюджет. Взимаемые налоги, сборы и штрафы не способны даже частично компенсировать затраты на аварии и аварийные ситуации.

Действующий закон по охране ОС, обязывает вредные производства и объекты для осуществления производственной деятельности, оформлять лицензию на всякую деятельность, потенциально опасную для персонала, населения и ОС. Необходимо предусмотреть при получении такой лицензии, обязательное экологическое страхование предприятия и других

опасных объектов. Система страхования от аварий и аварийных ситуаций на вредных и опасных производствах и объектах эффективно действует во многих странах Европы (Бельгия, Франция и др.). Такое обязательное страхование от возможных аварий и аварийных ситуаций обеспечит страховую защиту персоналу, населению и ОС.

На пример, при узаконенной на Украине цене человеческой жизни около 4 тыс. долларов США материальный ущерб составит 4 тыс. долларов США в год. То есть, страховка должна покрывать расходы (≈ 32 тыс. грн на одного человека при нынешнем курсе доллара).

Предварительная оценка возможных ущербов от аварий и аварийных ситуаций по разработанным научно-обоснованным и корректным методикам, позволит реально оценить страховые суммы и страховые взносы, необходимые для ликвидации и компенсации последствий таких аварий.

Литература: [1], [3], [4], [8].

Задание

Для вариантов 1-4

В ПГТ с населением N тыс. человек, который находится в зоне влияния аэропорта, наблюдается повышенное содержание свинца в почве. В связи с этим содержание свинца в молоке превысило ПДК. Оценить индивидуальный r и коллективный R риски от употребления молока населением на протяжении T лет, если в среднем каждый житель употребляет 70 л молока в год. Рассчитать материальный ущерб и стоимость страхового полиса для каждого жителя ПГТ. Сделать вывод об опасности такого содержания химического вещества в продуктах питания для здоровья людей. Выходные данные согласно вариантам находятся в табл. 7.3

Для вариантов 5-10

В воздухе вблизи аэропорта концентрация загрязняющего вещества C превышает ПДК. На протяжении T лет этим воздухом дышит население ПГТ численностью N тыс. человек. Оценить индивидуальный r и коллективный R риски для населения ПГТ. Рассчитать материальный ущерб и стоимость страхового полиса для каждого жителя ПГТ. Сделать вывод об опасности такого содержания химического вещества в воздухе для здоровья людей

Пример решения задачи

Выходные данные:

Загрязняющее вещество – бензол;

Средняя концентрация бензола в воздухе $C = 150 \text{ мг/м}^3$;

Усредненный час экспозиции $T = 30 \text{ лет} = 10950 \text{ сутки}$;

Количество населения ПГТ- $N = 100\,000$ человек;

Скорость поступления воздуха в организм $V = 20 \text{ м}^3/\text{сутки}$;

Количество дней в году, в течение которых происходит воздействие f
= 365 суток;

Количество лет, в течение которых происходит воздействие
токсиканта $Tp = 10$ год;

Средняя масса тела взрослого человека $P = 70$ кг;

Фактор риска канцерогена бензола при поступлении через органы
дыхания $Fr = 5,5 \cdot 10^{-2}$ (мк/кг сут) $^{-1}$.

Решение:

Среднесуточное поступление бензола в организм человека с
воздухом рассчитываем по формуле (7.6):

$$m = (C \cdot V \cdot f \cdot Tp) / (P \cdot T) = (150 \cdot 20 \cdot 365 \cdot 10) / (70 \cdot 10950) = \\ = 2 \cdot 10^{-4} \text{ мг/кг сутки}$$

Индивидуальный канцерогенный риск определяем по формуле (7.1):
 $r = m \cdot Fr = 2 \cdot 10^{-4} \cdot 5,5 \cdot 10^{-2} = 1,1 \cdot 10^{-5}$.

Приведенный к одному году индивидуальный риск составит $5,5 \cdot 10^{-6}$.

Эта величина ниже уровня допустимого риска.

Коллективный риск по формуле (7.3) составит:

$$R = r \cdot N = 5,5 \cdot 10^{-6} \cdot 10^5 \approx 1.$$

Таким образом, можно сделать вывод, что ущерб невелик - 1 человек
погибший от раковой болезни.

При узаконенной на Украине цене человеческой жизни около 4000\$
материальный ущерб составит около 4 тыс. долларов США в год. То есть,
страховка должна покрывать расходы (≈ 32 тыс. грн на одного человека).

Тогда стоимость страхового полиса для жителей данного ПГТ
приблизительно может составить как минимум около 1-5 грн/год на каждого
жителя.

Контрольные вопросы

1. Как проводится оценка и расчет риска здоровью при воздействии
беспороговых токсикантов?

2. Что такое фактор риска?

3. Как определяется фактор риска для беспорогового токсиканта?

4. Каков принцип методики решения задач по оценке экологических
рисков от токсикантов беспорогового механизма действия на человека?

5. Как оценивать ущерб от экологических рисков?

6. Как рассчитывается стоимость страхового полиса для одного
человека за год?

7. Зачем нужно экологическое страховании людей?

Практическая работа №8

ОЦЕНКА И ПРОГНОЗ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ ОТ ФИЗИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕЛОВЕКА

Основные теоретические сведения

Риск от внешнего облучения можно оценить умножив мощность дозы P (мкЗв/час) внешнего облучения на время T (год). То есть эффективная доза равна:

$$H = P \cdot T \text{ (мкЗв)}. \quad (8.1)$$

В году примерно 8760 часов. Расчет дозы и риска, связанной с внутренним облучением при поступлении радиоактивности с воздухом и/или с пищей и водой, учитывает активность радионуклида.

Пусть a - удельная активность некоторого рассматриваемого радионуклида в воздухе, воде или пище, то полная активность этого радионуклида попавшего в организм человека за время t (количество лет) будет равно:

$$A = a \cdot M \cdot t \text{ (Бк)}, \quad (8.2)$$

где M – масса воздуха, воды и/или пищи поступившая в организм человека за год.

Выванная этой активностью эффективная доза внутреннего облучения (H) составит:

$$H = A \cdot E \text{ (Зв)}, \quad (8.3)$$

где E – дозовый коэффициент данного радионуклида.

Дозовые коэффициенты или дозовые цены представлены в таблице 2.22.

Таблица 2.22. Дозовые коэффициенты или дозовые цены разных радионуклидов (МАГАТЭ)

Радионуклиды	Период полураспада (годы)	Поступление с воздухом (Зв/Бк)	Поступление с водой и пищей (Зв/Бк)
Тритий ^3H	12,3	$2,7 \cdot 10^{-10}$	$4,8 \cdot 10^{-11}$
Углерод ^{14}C	5730,0	$2,5 \cdot 10^{-9}$	$1,6 \cdot 10^{-9}$
Калий ^{40}K	$1,28 \cdot 10^9$	$1,7 \cdot 10^{-8}$	$4,2 \cdot 10^{-8}$
Кобальт ^{60}Co	5,27	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$2,7 \cdot 10^{-8}$
Стронций ^{90}Sr	29,1	$5,0 \cdot 10^{-8}$	$8,0 \cdot 10^{-8}$
Цезий ^{137}Cs	30,0	$4,6 \cdot 10^{-9}$	$1,3 \cdot 10^{-8}$
Радий ^{226}Ra	1600,0	$4,5 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$
Уран ^{238}U	$4,47 \cdot 10^9$	$7,4 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$
Торий ^{232}Th	$1,4 \cdot 10^{10}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$4,5 \cdot 10^{-7}$
Плутоний ^{239}Pu	$2,41 \cdot 10^4$	$5,0 \cdot 10^{-5}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$
Америций ^{241}Am	432,0	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-7}$

После вычисления величины дозы внутреннего облучения H можно рассчитать значение индивидуального радиационного риска - r по формуле:

$$r = H r_E \quad (8.4)$$

где - r_E коэффициент индивидуального радиационного риска.

Этот коэффициент характеризует сокращение длительности периода полноценной жизни в среднем на $\beta = 15$ лет на один стохастический случай смертельного заболевания.

Приняты такие значения:

$r_E = 5,6 \cdot 10^{-2} \text{ чел}^{-1} \text{ Зв}^{-1}$ - для производственного облучения (для персонала);

$r_E = 7,3 \cdot 10^{-2} \text{ чел}^{-1} \text{ Зв}^{-1}$ - для населения.

Индивидуальный риск пренебрежим, если r не превосходит $10^{-6} \text{ чел}^{-1} \text{ год}^{-1}$.

Верхняя граница допустимого индивидуального радиационного риска = $5 \cdot 10^{-5} \text{ чел}^{-1} \text{ год}^{-1}$. Значения r превышающие этот уровень, следует считать недопустимыми.

Для расчета коллективного риска нужно сначала определить коллективную дозу облучения:

$$K = N \cdot H \text{ (чел. Зв)} \quad (8.5)$$

Коллективный радиационный риск равен:

$$R = r_E \cdot K \quad (8.6)$$

Он показывает количество случаев проявления стохастических (соматических – канцерогенных) и генетических (наследственных) серьезных, как правило, смертельных заболеваний.

Литература: [1], [2], [3], [4], [5].

Задание

Для вариантов 1-5

1. Мощность дозы внешнего облучения персонала в зоне аэропорта может достигать H мЗв/год (индивидуальная доза). Необходимо оценить коллективный радиационный риск R для N тыс. человек персонала за T лет работы в аэропорту. Также необходимо оценить ущерб от внешнего облучения работающих, если цена 1 чел·Зв равна 4000\$, и стоимость страхового полиса для человека на год.

Для вариантов 6-10

2. В результате разгерметизации оболочки гамма-дефектоскопа во время сборки корпуса воздушного корабля в воздух попал радионуклид кобальт-60 с объемной активностью A Бк/м³. На протяжении T дней N работников пребывали в зоне загрязнения (в силу не проведенного вовремя мониторинга). Необходимо оценить индивидуальный риск r и коллективную дозу R , полученную работниками во время выполнения работ (см. табл. 2.23).

Таблица 2.23. Варианты заданий

№ варианта	Мощность дозы внешнего облучения H , мЗв/год		Усредненный час облучения T , годы	Количество персонала N , тыс.чел.
1	8,0		25	3
2	6,0		10	1
3	9,0		20	5
4	7,0		10	4
5	8,0		15	2
	Радио-нуклид	Объемная активность A , Бк/м ³	Усредненный час облучения T , сутки	Количество персонала N , тыс.чел.
6	⁶⁰ Co	550	5	1,5
7	⁹⁰ Sr	720	3	0,25
8	¹³⁷ Cs	450	2	0,5
9	²²⁶ Ra	600	3	1
10	²³² Th	500	2	0,75

Пример решения задачи**Выходные данные:**

Мощность дозы внешнего облучения $H = 8 \text{ мЗв/год} = 8 \cdot 10^{-3} \text{ Зв/год}$;

Усредненное время экспозиции $T = 30 \text{ лет} = 10950 \text{ сутки}$;

Количество персонала $N = 1000 \text{ человек}$;

Коэффициент индивидуального радиационного риска для персонала $r_E = 5,6 \cdot 10^{-2} \text{ чел}^{-1} \text{ Зв}^{-1}$.

Цена 1 чел·Зв = 4000\$.

Решение:

Эффективная доза за 30 лет работы согласно формуле 8.1 составит:
 $H = P \cdot T = 8 \cdot 10^{-3} \cdot 30 = 0,24 \text{ (Зв/30 лет)}$

Коллективную дозу облучения рассчитываем по формуле 8.5:

$$K = N \cdot H = 1000 \cdot 0,24 = 0,24 \cdot 10^3 \text{ (чел. Зв)}$$

Тогда коллективный радиационный риск согласно формуле 8.6 будет равен: $R = r_E \cdot K = 5,6 \cdot 10^{-2} \cdot 0,24 \cdot 10^3 = 13,44$.

Значение коллективного радиационного риска свидетельствует о возможном достаточно высоком количестве тяжелых заболеваний (13 из 1 тыс. человек) вследствие радиационного облучения.

Ущерб от внешнего облучения работающих, с учетом того, что цена 1 чел. Зв оценивается в 4000\$, составит: $0,24 \cdot 10^3 \cdot 4000 = 960 \text{ 000 } (\$) = 120 \text{ 000 (грн)}$.

Тогда для компенсации расходов на лечение заболевшим можно рекомендовать страховой полис, стоимость которого составит:

120 000 : 1000 $\approx$ 120-150 грн на 1 человека в год.

Пример решения задачи 2

Выходные данные:

Загрязняющее радиоактивное вещество – ^{60}Co ;

Объемной активностью $A = 500 \text{ Бк/м}^3$;

Масса воздуха, поступившая в организм человека $V = 10 \text{ м}^3/\text{сут}$;

Время экспозиции $t = 2 \text{ сут}$;

Дозовый коэффициент ^{60}Co $E = 1,2 \cdot 10^{-8} \text{ Зв/Бк}$;

Коэффициент индивидуального радиационного риска для персонала $r_E = 5,6 \cdot 10^{-2} \text{ чел}^{-1} \text{ Зв}^{-1}$;

Количество персонала $N = 1000$ человек;

Цена 1 чел $\cdot$ Зв = 4000\$.

Решение:

Полная активность ^{60}Co согласно формуле 8.2 составит:

$$A = a \cdot M \cdot t = 500 \cdot 10 \cdot 2 = 10000 \text{ (Бк)},$$

Эффективная доза от этого поступления по формуле 8.3 будет равна: $H = A \cdot E = 10000 \cdot 1,2 \cdot 10^{-8} = 1,2 \cdot 10^{-4} \text{ (Зв)}$.

Тогда по формуле 8.4 можем рассчитать индивидуальный риск:

$$r = H \cdot r_E = 1,2 \cdot 10^{-4} \cdot 5,6 \cdot 10^{-2} = 6,7 \cdot 10^{-6}.$$

Из полученного значения видим, что риск невелик.

Коллективную дозу облучения рассчитываем по формуле 8.5:

$$K = N \cdot H = 1000 \cdot 1,2 \cdot 10^{-4} = 0,12 \text{ (чел. Зв)}.$$

Ущерб от внешнего облучения работающих, с учетом того, что цена 1 чел. Зв оценивается в 4000\$, составит: $0,12 \cdot 4000 = 480 \text{ ($) = 3840 (грн)}$.

Тогда для компенсации расходов на лечение заболевшему можно рекомендовать страховой полис, стоимость которого составит: $3480 : 1000 \approx 4\text{-}5$ грн на 1 человека в год.

Контрольные вопросы

1. Как проводится оценка и расчет риска здоровью при воздействии ионизирующей радиации?

2. Каковы особенности расчета экологических рисков от поступления радионуклидов к человеку с воздухом?

3. Каковы особенности расчета экологических рисков от поступления радионуклидов к человеку с водой?

4. Каковы особенности расчета экологических рисков от поступления радионуклидов к человеку с продуктами питания?

5. Каков принцип методики решения задач по оценке экологических рисков от радионуклидов при их беспороговом механизме действия на человека?

6. Как оценивать ущерб от экологических рисков при действии радиации на человека?

7. Как рассчитывается стоимость страхового полиса для одного человека за год?
8. Зачем нужно экологическое страхование людей от радиации?
9. Как посчитать риск от внешнего облучения людей?
10. Что такое дозовые коэффициенты и откуда они берутся?
11. Как рассчитывается индивидуальный радиационный риск?
12. Как рассчитывается коллективный радиационный риск?
13. Почему коэффициенты индивидуального радиационного риска для населения и персонала заметно различаются?

Домашняя работа №2

ОПРЕДЕЛЕНИЕ И РАСЧЕТ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА НА АВИАПРЕДПРИЯТИИ ПРИ АВАРИИ ПРИ КОТОРОЙ ФОРИРУЮТСЯ ХИМИЧЕСКИЕ РИСКИ ПОРОГОВОГО И БЕСПОРОГОВОГО ХАРАКТЕРА

Основные теоретические сведения

Важным этапом оценки риска на потенциально опасных объектах, к которым относятся и авиапредприятия, является анализ факторов угрозы загрязнения окружающей среды.

К потенциальным источникам загрязнения окружающей среды на авиапредприятиях относятся: двигатели наземного и воздушного транспорта, емкости с горюче-смазочными материалами, электрооборудование, поверхностные и хозяйственно-бытовые сточные воды, твердые отходы и т.д.

Потенциальные источники загрязнения переходят в разряд реальных в том случае, когда создаются определенные условия, результатом которых является попадание загрязняющих веществ в окружающую среду или увеличение уровня физического воздействия на нее.

Возникновение этих неблагоприятных условий происходят под воздействием, как природных явлений, так и техногенных процессов. Совокупность их реализации и определяет степень угрозы загрязнения окружающей природной среды.

Рассмотрим аварийную ситуацию на ремонтном авиазаводе, когда имею место комбинированные выбросы в санитарной зоне в воздух бензол (пороговый фактор) , попадание в питьевую воду нефтепродуктов (пороговый фактор), выбросы кадмия в воздух и попадание в питьевую воду (беспороговые факторы). Возникает реальная задача оценки рисков такого комбинированного воздействия.

Теория расчета и оценки рисков от каждого их таких факторов приведены в практикуме. Требуется оценить суммарные риски и ущербы от такой комбинированной атаки

Условия данной комбинированной задачи следующие :

Произошла химическая авария на авиационном заводе. Персонал составляет 800 человек, а зоне влияния аварии в санитарно –защитной зоне завода проживает 12000 человек.

После выбросов концентрация бензола в воздухе на территории завода составила: 15 ПДК, а в санитарно–защитной зоне - 2 ПДК, Кадмий в воздухе завода составил - 8 ПДК для персонала, а для населения - 2 ПДК.

Уровень кадмия в питьевой воде составил - 1,5 ПДК.

Требуется оценить суммарные риски от данной аварийной ситуации для персонала и населения. Рассчитать экологические ущербы от аварии на авиаремонтном заводе.

Оценить количество потенциальных пострадавших среди персонала завода и населения в санитарно-защитной зоне завода.(см. табл. 2.24.)

Таблица 2.24. Варианты заданий.Оценка рисков при действии комбинированных факторов

Варианты	1 фактор	2 фактор	3 фактор	4 фактор
1	Бензол в воде -3 ПДК	Свинец в почве-5 ПДК	Цезий-137 В воде 50 Бк/л	Кадмий в овощах -2 ПДК
2	Кадмий в овощах -1 ПДК	Бензол в воде -2 ПДК	Свинец в почве-5 ПДК	Стронций-90 В воздухе 5 Бк/м ³
3	Стронций-90 В воде 20 Бк/л	Бензол в воде -4 ПДК	Свинец в воздухе-5 ПДК	Кадмий в овощах -2 ПДК
4	Бензол в воздухе -3 ПДК	Кадмий в воде -2 ПДК	Стронций-90 В воде 10 Бк/л	Тринитротолуол в воздухе - 3 ПДК
5	Кадмий в овощах -4 ПДК	Бензол в воздухе -2 ПДК	Цезий-137 В воде 50 Бк/л	Свинец в почве-3 ПДК
6	Свинец в почве-5 ПДК	Цезий-137 В воде 20 Бк/л	Кадмий в почве -4 ПДК	Бензол в воздухе -3 ПДК
7	Бензол в воде -3 ПДК	Кадмий в овощах -3 ПДК	Цезий-137 В воздухе 5 Бк/м ³	Свинец в почве-6 ПДК
8	Цезий-137 В воде 10 Бк/л	Бензол в воздухе -3 ПДК	Свинец в воде-5 ПДК	Кадмий в овощах -2 ПДК
9	Свинец в почве-3 ПДК	Кадмий в овощах -4 ПДК	Бензол в воде -2 ПДК	Цезий-137 В воздухе 7 Бк/м ³
10	Кадмий в овощах -3 ПДК	Свинец в почве-4 ПДК	Цезий-137 В воде 5 Бк/л	Бензол в воздухе -4 ПДК

Литература: [4], [5], [6], [7], [9].

Контрольные вопросы

1. Как рассчитываются экологические риски при комбинированных воздействиях?
2. Как оцениваются и суммируются риски от пороговых и беспороговых факторов воздействия?
3. Как рассчитываются коллективные экологические риски при комбинированных воздействиях?
4. Как рассчитываются ущербы от экологических рисков при комбинированных воздействиях?
5. Как оценивать число пострадавших от экологических рисков для персонала при комбинированных воздействиях?
6. Как оценивать число пострадавших от экологических рисков для населения при комбинированных воздействиях?

ЛИТЕРАТУРА

1. Алымов В.Т., Тарасова Н.П. Техногенный риск (Анализ и оценка). – Москва, ИКЦ «Академкнига», 2005.
2. Быков А.А., Ушмаева Т.М. Методы анализа влияния промышленных объектов на здоровье населения (на примере атомных станций). – М., Изд-во ВЗПИ, 1994. – 117 с.
3. Ваганов П. А., Ман-Сунг Им Экологические риски: учеб. пособие. Изд-е 2-е. - СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2001. - 152 с.
4. Екологічна та радіаційна безпека: [Довідник] / [О.Г. Ольгінський, С.В. Мінка, О.В. Третьяков та ін.]. – Х.: Вид-во НУА, 2003. – 320 с.
5. Заславский Б.Г. Управление экологическими системами / Б.Г. Заславский, Р.А. Полуэктов. – М.: Наука, Гл. ред. физ.-мат. лит., 1998. – 296 с.
6. Корчагин А. Б. Надежность технических систем и техногенный риск: учеб. пособие: в 2 ч. / А.Б. Корчагин, В. С. Сердюк, А. И. Бокарев. – Омск: Изд-во ОмГТУ, 2011.
7. Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Хміль Г.А. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління. - Київ: Наукова думка, - 2008. – 542 с.
8. Сынзыныс Б.И., Тянтова Е.Н., Мелехова О.П. Экологический риск. - Учеб. пособие. – Москва, Логос, 2005.
9. Франчук Г.М., Ісаєнко В.М. Екологія, авіація, космос. Навчальний посібник. – К.: НАУ, 2005. – 456 с.

Учебное пособие

**Ю.А. Кутлахмедов, И.В. Матвеева,
В.А. Гроза**

НАДЕЖНОСТЬ БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ

Печатается в авторской редакции
Технический редактор – И.В. Соломаха

Издательство Украинского фитосоциологического центра
Киев-28, Проспект Науки, 15/40, тел. (044) 5241161

Подписано в печать 08.12.2017 г. Формат 60х84 1/16.
Бумага офсетная. Печать ризографическая.
Усл.-печ. лист. 15.9. Уч.-печ. лист. 17.0.
Гарнитура Times New Roman. Тираж 100 экз. Зак. № 194.

Напечатано в типографии
Украинского фитосоциологического центра