

*На правах рукописи*

**Шепотенко Наталья Анатольевна**

**МЕХАНИЗМЫ ПЕРЕНОСА ЧАСТИЦ И ФОРМИРОВАНИЯ  
ПОЛЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ, ОБУСЛОВЛЕННОГО  
ТЕХНОГЕННЫМИ АТМОСФЕРНЫМИ ВЫБРОСАМИ**

(Специальность 01.04.01 – приборы и методы экспериментальной физики)

**АВТОРЕФЕРАТ**

диссертации на соискание учёной степени  
кандидата физико-математических наук

Томск 2003

Работа выполнена на кафедре “Физико–энергетические установки”  
физико-технического факультета  
Томского политехнического университета

Научный руководитель: доктор физико–математических наук, профессор  
***Бойко Владимир Ильич***

Официальные оппоненты: доктор технических наук, профессор  
***Кулешов Валерий Константинович***  
кандидат технических наук  
***Козлов Александр Александрович***

Ведущая организация: Алтайский государственный технический  
университет, г. Барнаул

Защита состоится “\_\_\_” \_\_\_\_\_ 2003г. в \_\_\_ часов на заседании  
специализированного диссертационного Совета ДС 212.025.01 в Томском  
политехническом университете по адресу: 634034, г. Томск, пр. Ленина, 2.

С диссертацией можно ознакомиться в Научно–технической библиотеке  
Томского политехнического университета.

Автореферат разослан “\_\_\_” \_\_\_\_\_ 2003 г.

Ученый секретарь диссертационного Совета

Орлов А.А.

## **ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ**

### **АКТУАЛЬНОСТЬ РАБОТЫ И СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ.**

Деятельность предприятия любой отрасли промышленности оказывает воздействие на окружающую среду. К настоящему моменту времени полностью замкнутых технологических циклов не существует. Каждое производство в той или иной степени осуществляет технологический сброс в окружающую среду различных веществ. Это приводит к искусственному увеличению содержания химических элементов в объектах окружающей среды.

Одним из самых распространенных видов загрязнения является выброс газов и аэрозолей в атмосферу. Проблемой загрязнения воздушного бассейна исследователи занимаются с начала XX столетия. В настоящее время разработаны методы и способы уменьшения количества вредных для здоровья человека выбросов в атмосферу на промышленных предприятиях. Особенно высокие требования к очистке газо–аэрозольных выбросов предъявляются на предприятиях ядерно–топливного цикла (ЯТЦ). Это связано с возможной радиоактивностью выбрасываемых веществ. Вследствие чего именно предприятия ЯТЦ являются наиболее экологически чистыми в штатном режиме работы.

Однако, в результате ядерных испытаний, произведенных мировыми державами во второй половине XX века, в атмосферу и стратосферу было выброшено большое количество радиоактивных веществ. Кроме того, инциденты, имевшие место на атомных предприятиях, приводили к увеличению концентрации радионуклидов, содержащихся в воздухе. Особенно резко возросло количество радиоактивных веществ в атмосфере над северным полушарием после аварии на Чернобыльской АЭС.

Таким образом, инциденты, имевшие место на предприятиях ядерной энергетики и связанные со значительными выбросами радионуклидов в окружающую среду (особенно авария на Чернобыльской АЭС), создали устойчивое общественное мнение об абсолютной опасности ядерной энергетики. Из поля зрения общественностью при этом были упущены такие факторы воздействия на воздушное пространство как зольные и химические выбросы теплоэлектростанций и промышленных предприятий, связанные, в том числе и со значительным загрязнением окружающей среды радионуклидами природного происхождения.

В настоящее время начаты работы по исследованию комплексного загрязнения атмосферы в результате воздействия на нее антропогенных выбросов. Экспериментальным путем достаточно сложно, а часто и невозможно экспериментально определить вклад каждого отдельного источника в общую картину загрязнения. Поэтому для выполнения подобной задачи обычно используются расчетно–теоретических методы, основанные на математическом моделировании физических процессов распространения и переноса техногенных примесей в атмосфере.

### **ЦЕЛИ И ЗАДАЧИ РАБОТЫ.**

Исходя из условий обозначенной проблемы, целью настоящей работы является исследование процессов атмосферного переноса и выпадения на под-

стилающую поверхность примесей от источников газо-аэрозольных выбросов различной мощности и продолжительности действия.

В ходе выполнения работы решались следующие задачи:

1. Проведен анализ источников выбросов, являющихся результатом штатного и аварийного режимов работы промышленных предприятий. Анализ позволил разделить источники газо-аэрозольных выбросов на несколько групп, отличающихся по степени их воздействия на атмосферу и подстилающую поверхность.
2. Исследованы параметры частиц, составляющих облако выброса, геометрические параметры самого облака, а так же распределение активности по размеру частиц в случае наличия радионуклидного загрязнения облака.
3. Проведен анализ существующих моделей переноса примеси в условиях многопараметрического описания состояния атмосферы.
4. Выявлен оптимальный критерий, определяющий механизм распространения и переноса примеси в атмосфере.
5. Определены основные закономерности переноса воздушными потоками частиц, присутствующих в облаке выброса, осаждения их из облака на подстилающую поверхность и формирования полей загрязнения прилегающих территорий.

#### **НАУЧНАЯ НОВИЗНА:**

1. В рамках данной работы предложена комплексная классификация источников загрязнения прилегающих территорий, учитывающая совокупность параметров источников и составляющих газо-аэрозольных выброс частиц.
2. Предложено рассматривать в качестве одного из возможных источников аэрозольного загрязнения приземного слоя атмосферы высокодисперсные примеси, источником которых является процессе естественного испарения воды с зеркала технического водоема.
3. Выявлено, что пространственно–неоднородное поле ветра, изменяющееся не только в горизонтальном, но и в вертикальном направлении, является обуславливающим фактором в формировании поля загрязнения подстилающей поверхности.
4. Предложен оптимизированный критерий применимости диффузионной и гравитационной теории переноса частиц в атмосфере, основанный на отношении скорости падения частицы в ламинарном потоке газа к среднеквадратичному значению пульсации скорости газа.
5. Предложена модель гравитационного осаждения частиц, находящихся в поле ветра, изменяющегося не только в горизонтальном, но и в вертикальном направлениях.
6. Определены коэффициенты выноса наиболее значимых с точки зрения радиационной экологии химических элементов с зеркала водоема в приповерхностный слой воздуха в процессе естественного испарения воды.
7. Установлено, что выбросы ТЭЦ, происходящие в условиях низких температур, частично вымываются ледяной крупой, образованной в результате конденсации водяного пара в газо-аэрозольной струе, и обуславливают ближние выпадения продуктов сгорания органического топлива.

**ПРАКТИЧЕСКАЯ ЗНАЧИМОСТЬ** заключается в

- возможности более корректного, по сравнению с ранее разработанными моделями прогнозирования формирования полей техногенного загрязнения прилегающих территорий, в результате штатных и нештатных выбросов промышленных предприятий;
- повышении оперативности в оценке формирования поля загрязнения территорий, подвергшихся воздействию техногенной аварии, сопровождаемой газо-аэрозольными выбросами вредных веществ;
- возможности более корректного ретроспективного восстановления полей загрязнения, образующихся в результате состоявшихся нештатных ситуаций на промышленных предприятиях с указанием вклада каждого инцидента в общую картину загрязнения;
- возможности прогнозирования области потенциального загрязнения прилегающих территорий в результате штатных выбросов промышленных предприятий для принятия решений по уменьшению воздействия на окружающую среду еще на этапе строительства объекта;
- разработке методических указаний для расчета переноса и распространения частиц в атмосфере при подготовке специалистов для атомной промышленности и экологических служб.

**ОСНОВНЫЕ ЗАЩИЩАЕМЫЕ НАУЧНЫЕ ПОЛОЖЕНИЯ:**

1. Выявление определяющего механизма переноса примеси, вынесенной в результате выброса любого характера, эффективно при использовании критерия применимости диффузионной и гравитационной теорий переноса, основанного на отношении скорости падения частицы в ламинарной среде к среднеквадратичному значению пульсации скорости газа.
2. Перенос и осаждение частиц, выброшенных в атмосферу в результате взрыва большой мощности, определяются в основном полем ветра, являющимся функцией координат не только горизонтального, но и вертикального направления.
3. Радионуклиды, вынесенные из технического водоема в приповерхностный слой атмосферы в процессе естественного испарения воды, в долгосрочной перспективе формируют поле радиоактивного загрязнения прилегающих территорий при долговременном использовании этого водоема промышленным предприятием.
4. Формирование поля загрязнения подстилающей поверхности продуктами сгорания каменного угля, выбрасываемыми в штатном режиме работы теплоэлектростанции, обусловлено действием двух механизмов: вымывания ледяной крупой, образованной в результате конденсации водяного пара в газо-аэрозольной струе, и действием атмосферной диффузии в условиях преобладания слабых ветров и устойчивой стратификации атмосферы.
5. Перенос и выпадение залповых выбросов малой мощности из низкого источника, характеризующихся высокой дисперсностью частиц, происходящих в результате нештатных ситуаций на предприятиях ядерно-топливного цикла, с достаточно высокой точностью описываются в рамках диффузионной модели Пасквилла–Гиффорда.

### **ЛИЧНЫЙ ВКЛАД АВТОРА.**

Результаты работ, изложенные в диссертации, получены лично автором, а также в сотрудничестве с коллегами по кафедре “Физико–энергетические установки” физико-технического факультета Томского политехнического университета. Участие в работе каждого сотрудника отражено в совместных публикациях. Все основные выводы и результаты диссертационной работы получены лично автором. Во всех работах, выполненных в соавторстве, автору принадлежат результаты и выводы, изложенные в диссертационной работе.

### **АПРОБАЦИЯ РАБОТЫ.**

Результаты диссертационной работы доложены на следующих конференциях и семинарах: Международная конференция “Фундаментальные и прикладные проблемы охраны окружающей среды – ПООС – 95” (Северодвинск, 1995), Всероссийская конференция “Радиоэкологическая безопасность России” (Санкт–Петербург, 1996), IV Международный симпозиум по радиационной безопасности (Обнинск, 1996), Всероссийская конференция “Радиоэкологическая безопасность России” (Санкт–Петербург, 1996), International Conference “NORTH–RADIOECO–96” on “Radioecological Safety in the Russian and European North” (Россия, Северодвинск, 1996), II, III, IV, V областные, VI, VIII, IX международные научно–практические конференции студентов, аспирантов и молодых ученых “Современные техника и технологии” (Томск, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2002, 2003).

### **ПУБЛИКАЦИИ.**

Основные результаты диссертационной работы изложены в 11 печатных работах. Список публикаций приведен в конце автореферата.

### **ОБЪЁМ И СТРУКТУРА.**

Диссертационная работа состоит из введения, четырех глав, заключения и списка литературы, изложенных на 153 страницах машинописного текста, содержит 31 рисунок, 22 таблицы и список цитированной литературы (86 источников, из них 76 на русском и 10 на иностранных языках).

## **ОСНОВНОЕ СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ**

**Во введении** обоснована актуальность темы, сформулированы цели и задачи исследований, научная новизна полученных результатов, приведены практическая значимость, защищаемые положения, структура диссертационной работы.

**В первой главе** проведен анализ источников выбросов загрязняющих примесей в атмосферу. Поступление частиц различной дисперсности происходит не только в аварийных ситуациях, но и в штатном режиме работы промышленных предприятий. Атмосферные выбросы атомных электростанций подвергаются многократной фильтрации, вследствие чего выброшенные частицы попадают во внешнюю среду в концентрации не более предельно допустимых. Наиболее высокая активность штатных выбросов характерна для АЭС с РБМК–1000 –  $3,9 \cdot 10^{14}$  Бк/год, что ниже пределов, требуемых санитарными нормами (НРБ–99) на 1,51%.

Атмосферные выбросы теплоэлектростанций характеризуются более низкой дисперсностью частиц в силу меньшей степени очистки выбрасываемых газов. Этим выбросам присуще наличие продуктов распада естественных радионуклидов. Активность выбросов ТЭС составляет  $2,2 \cdot 10^{11}$  Бк/год. Здесь необходимо отметить, что тепловые электростанции располагаются, как правило, в черте населенных пунктов, в то время как вокруг атомных станций всегда предусмотрена санитарно-защитная зона.

Штатные выбросы промышленных предприятий, также расположенных в черте города, содержат высокие концентрации загрязняющих веществ, таких как молибден, свинец, цирконий, бериллий и др. в зависимости от вида производства. Например, для г. Томска характерны уровни выбросов в среднем  $0,213 \text{ мг/м}^3$ , что превышает значения предельно допустимых концентраций.

Кроме газо-аэрозольных выбросов деятельность промышленных предприятий обуславливает загрязнение гидросферы посредством слива жидких отходов, в том числе радиоактивных. Анализ наиболее загрязненных водоемов России показывает, что самое высокое количество нуклидов содержится в оз. Карачай, являющимся хранилищем радиоактивных отходов. Озеро Карачай имеет площадь водного зеркала  $0,13 \text{ км}^2$  и содержит  $4,4 \cdot 10^{18}$  Бк суммарной  $\beta$ -активности. Нуклидный состав изотопов, содержащихся в воде, определяется смесью продуктов деления и нейтронной активации, удельная активность которых по основным маркерам  $^{90}_{38}\text{Sr}$  и  $^{137}_{55}\text{Cs}$  составляет  $3,5 \cdot 10^8$  Бк/л и  $1,8 \cdot 10^8$  Бк/л соответственно. Содержание радионуклидов в водных объектах обуславливает их вынос в приповерхностный слой атмосферы, перенос в результате ветрового сдува и выпадение на близлежащие территории.

Нештатные ситуации, имевшие место на промышленных предприятиях, способствовали дополнительному техногенному воздействию на атмосферу. Несомненно, наиболее значительные выбросы произошли в результате аварий на НПО "Маяк" в 1967 г. и на Чернобыльской АЭС в 1986 г. В атмосферу было выброшено  $7 \cdot 10^{17}$  Бк продуктов деления (НПО "Маяк") и  $1,5 \cdot 10^{18}$  Бк (Чернобыльская АЭС). Несоизмеримо меньшее воздействие на атмосферу оказала авария на СХК 1993 г., в результате которой было вынесено  $1,95 \cdot 10^{13}$  Бк суммарной активности.

Наиболее мощными источниками радиоактивного загрязнения атмосферы во второй половине XX столетия являлись ядерные испытания. К 1 января 1991 г. в целом на планете произведено 2059 испытаний ядерных зарядов. Общая активность выброшенных нуклидов составила  $1,7 \cdot 10^{17}$  Бк.

Таким образом, рассмотренные источники техногенного воздействия на атмосферу демонстрируют большое многообразие, как самих источников, так и их параметров. Подобные условия вызвали необходимость разработать классификацию источников с точки зрения комплекса параметров воздействия для проведения исследований переноса, распространения и выпадения загрязняющих примесей. Она включает в себя четыре типа.

1. Источники малой мощности, но продолжительного действия с составом частиц высокой дисперсности.
2. Источники малой мощности с большой продолжительностью действия, широким спектром размеров частиц, находящиеся в непосредственной близости к объектам воздействия.
3. Залповые выбросы средней мощности, поднимающиеся на небольшую высоту и содержащие в основном частицы диффузионного спектра.
4. Залповые выбросы большой мощности, поднимающие облако выброса на высоту стратосферы и содержащие частицы всего спектра размеров.

Предложенная классификация позволяет определить механизмы переноса и распространения примесей в атмосфере и выпадения их на подстилающую поверхность с целью прогнозирования либо ретроспективного восстановления полей загрязнения, в том числе и радиационных.

**Во второй главе** рассмотрены основные свойства частиц примеси, выброшенной в атмосферу из источников различной мощности, продолжительности, обладающие большим спектром дисперсности и нуклидного состава. Как показано в первой главе диссертационной работы, высота подъема облака выброса в основном определяется мощностью выброса. Дальнейшее поведение частиц в атмосфере обусловлено аэродисперсными свойствами самих частиц, а также многими параметрами, описывающими состояние атмосферы.

Для исследования процессов переноса и выпадения облака техногенного выброса наиболее значительными параметрами атмосферы являются распределение температуры воздуха в зависимости от высоты, направления и скорости ветра, характерные для различных высот и времен года. В представленной работе актуально рассмотрение нижних слоев атмосферы до высоты  $12 \div 15$  км, поскольку облако даже наиболее мощных выбросов не поднималось выше. Вертикальная неоднородность атмосферы представлена несколькими слоями.

1. Тропосфера, распространяющаяся на высоту от 7 до 10 км в зависимости от географической широты. Здесь характерно непрерывное движение воздуха как по горизонтали, так и по вертикали. Существенной особенностью этого слоя является падение температуры с высотой. Именно в нижних слоях атмосферы происходит перенос примесей, вынесенных из техногенных источников малой мощности.

2. Тропопауза, определяющаяся и характеризующаяся изотермией или инверсией температуры. Ее мощность составляет  $1 \div 2$  км.

3. Стратосфера, простирающаяся на высоту до 80 км. Здесь наблюдается слабый турбулентный обмен и постоянство температуры. На высоту стратосферы поднимаются частицы, выброшенные в результате мощного выброса, например, ядерного взрыва.

В горизонтальном направлении атмосфера так же неоднородна, но эта неоднородность в первую очередь проявляется в тропосфере, где наблюдается интенсивное движение воздушных масс, имеющих различные температуру, давление и плотность. Механизмы перемещения и трансформации облака обусловлены, в основном, полем ветра. Высокий градиент ветра приводит к тому,

что проекция облака выброса на подстилающую поверхность вытягивается на десятки и даже сотни километров по сравнению с первоначальной.

Движение воздуха над вращающейся поверхностью Земли описывается в приближении геострофического ветра, которое представляет собой движение воздушных масс в свободной атмосфере. В этом случае общие уравнения движения воздуха при отсутствии сил трения принято записывать в виде:

$$\begin{aligned}\frac{dU}{dt} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} + r \cdot 2\omega \sin \varphi, \\ \frac{dV}{dt} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial y} - u \cdot 2\omega \sin \varphi, \\ \frac{dW}{dt} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z} - g,\end{aligned}\tag{1}$$

где  $U, V, W$  – составляющие вектора скорости по осям  $X, Y, Z$  соответственно.

Физический смысл системы уравнений (1) состоит в том, что движение воздуха определяется силой барического градиента, отклоняющей силой, образованной вращением Земли и силой тяжести. При равномерном прямолинейном движении система уравнений (1) упрощается и позволяет определить, что скорость геострофического ветра пропорциональна барическому градиенту:

$$V_G = \frac{1}{2\rho\omega \sin \varphi} \frac{\partial P}{\partial n},\tag{2}$$

где  $n$  – нормаль к изобаре в горизонтальной плоскости.

У поверхности земли геострофический ветер отличается от действительного в связи с тем, что действительный ветер имеет ускорение, вертикальную составляющую, не прямолинейен и обусловлен еще и трением. Тем не менее, в синоптической практике геострофический ветер имеет большое значение, так как ускорение действительного ветра сравнительно мало и частицы облака могут перемещаться на большие расстояния, не испытывая значительного ускорения, т.е. равномерно. В свою очередь, сила трения сильно сказывается на движение воздуха лишь в нижних слоях тропосферы, на высоте не более 1 км. А с высотой сила ветра убывает, и скорость действительного ветра приближается к значениям геострофического ветра. В предположении прямолинейного и стационарного движения получаем зависимость скорости ветра от высоты

$$V = V_G [1 - 2 \exp(-\lambda z) \cos(\lambda z) + \exp(-2\lambda z)]^{\frac{1}{2}},\tag{3}$$

где  $\lambda = \left[ \frac{\rho\omega \sin \varphi}{\mu} \right]^{\frac{1}{2}}$ ;  $z$  – высота.

Неравномерность распределения температуры по горизонтальному направлению приводит к изменению направления барических градиентов. Таким образом, допустимо предположить, что пространственное и временное поле ветра полностью определяется барическим полем. Для определения простран-

ственно-временного поля действительного ветра эффективно использовать карты барической топографии. Они дают пространственное барическое поле и поле движения воздушных масс в трехмерной атмосфере.

**В третьей главе** описаны традиционные подходы решения задач переноса и выпадения примеси. В настоящий момент существует две основные теории распространения частиц в атмосфере – гравитационная и диффузионная. В классической литературе считается, что выбор механизма переноса определяется размерами частиц, составляющих облако. Гравитационное осаждение частиц принято рассматривать как падение частицы в неподвижной атмосфере. Для частиц гравитационно-диффузионного спектра обычно используются модели, разработанные в рамках теории атмосферной турбулентной диффузии. Анализ традиционных диффузионных моделей показал большое многообразие таковых для частных случаев. Как правило, каждая модель применима только к определенной фракции всего спектра частиц, выносимых в атмосферу. Кроме того, в литературе не указываются пределы применимости гравитационной и диффузионной теорий переноса, но, очевидно, что должны существовать критерии законности применения этих теорий в зависимости от параметров этих частиц, либо от процессов, происходящих в самой атмосфере.

Нами разработан критерий, обуславливающий выбор механизма распространения частиц в атмосфере и осуществляющий пределы применимости диффузионной и гравитационной теорий переноса. Для этого рассмотрим отношение силы тяжести  $F_g \sim d^3 \rho_p g$  к силе вязкого сопротивления  $F_t \sim \mu du'$  при случайно меняющейся скорости обдува частицы. Здесь  $d$  и  $\rho_p$  – эффективный диаметр и плотность вещества частицы;  $g$  – ускорение свободного падения;  $\mu$  – динамическая вязкость газа;  $u'$  – среднеквадратичное значение пульсации скорости газа. Рассматриваемое отношение сил сводится к отношению  $v_*/u'$ , где  $v_*$  – скорость падения частицы в ламинарной среде.

В случае, когда  $v_*/u' > 1$ , частицы оседают на поверхность по механизму гравитационного осаждения, и диффузионный разброс частиц незначителен. Если же  $v_*/u' < 1$ , то определяющим механизмом становится турбулентная диффузия. При использовании предложенного критерия применимости гравитационной и диффузионной теорий можно достаточно оперативно, не производя сложных вычислений, выявить определяющий механизм переноса и выпадения частиц для выбора модели расчета.

Для описания механизма переноса облака частиц, выброшенных в атмосферу в результате взрыва, нами разработана модель гравитационного осаждения частиц в переменном поле ветра. Модель основана на классической теории гравитационного осаждения, но учитывает распределение поля ветра. За начальный момент времени в ней принимается окончание циркуляционных процессов в облаке, и дальнейшее поведение частиц обусловлено только гравитационными силами и действующим на каждой высоте ветром. При этом предполагалось, что все частицы данной группы (одного размера) из некоторого слоя облака движутся к земле по почти параллельным траекториям. Перемене-

шение каждой частицы определенной группы на заданном интервале времени определяется вертикальной составляющей скорости падения частицы, горизонтальной составляющей скорости и направлением ветра, а так же добавкой к горизонтальной составляющей за счет влияния на слой турбулентных атмосферных процессов.

Скорость падения частицы в поле силы тяжести зависит от взаимодействия между силой сопротивления атмосферы и силой плавучести, с одной стороны, и весом частицы – с другой:

$$V(\rho, h) = \frac{4Vg[\rho_p - \rho_a(h)]}{\mu(h)A[\text{Re}(r)C_D]}, \quad (4)$$

где:  $V$  – объем частицы;

$\rho_p$  – плотность частицы;

$g$  – ускорение свободного падения;

$\rho_a$  – плотность воздуха;

$A$  – площадь поперечного сечения;

$C_D$  – коэффициент лобового сопротивления, который является функцией

Рейнольдса:  $\text{Re} = \frac{2\rho_a(h)r}{\mu(h)}$ ;

$r$  – радиус частицы;

$\mu$  – коэффициент динамической вязкости воздуха.

Зависимость скорости падения частицы от высоты определяется изменением плотности воздуха и коэффициента динамической вязкости. Плотность воздуха меняется по закону:

$$\rho_a(h) = \rho_{a0} \exp\left[-\frac{\bar{m}gh}{K[T_0 - \Delta T(h)]}\right], \quad (5)$$

где  $\rho_a$ ,  $T_0$  – плотность воздуха и температура при  $h = 0$ , соответственно;

$\bar{m}$  – усредненная масса “молекулы” воздуха;

$\Delta T(h)$  – изменение температуры от высоты.

Каждая частица при своем падении перемещается по горизонтали под действием ветров, дующих на каждой высоте. Время прохождения частицей данного слоя обратно пропорционально скорости ее падения. В предлагаемой нами модели гравитационного осаждения предполагается, что все рассматриваемые частицы имеют одинаковую плотность и сферическую форму.

В рамках традиционной теории турбулентной диффузии принято считать, что примеси, распространяющиеся над водной поверхностью, большей частью поглощаются водой, и поэтому в существующих моделях концентрацией частиц в приземном слое над зеркалом водоема пренебрегают. Тем не менее, современные исследования и проведенные нами оценки выявили наличие некоторой части высокодисперсных частиц, вынесенных в приповерхностный слой атмосферы из водоема, содержащего радиоактивные элементы. В связи с этим нами была разработана модель атмосферного переноса аэрозолей, вынесен-

ных в приповерхностный слой воздуха в результате естественного испарения воды.

В случае, когда радионуклиды содержатся в водоеме, то, прежде всего, необходимо определить их количество, которое выносится в приповерхностный слой воздуха над зеркалом водоема. Если вещества полностью растворены в воде, то скорость их испарения можно описать уравнением, основанным на процессах диффузии молекул через слой воды и воздуха и распределении вещества на границе жидкость–пар. Функциональная зависимость относительной концентрации элементов, вынесенных в атмосферу от исходных относительных концентраций в воде, предложена В.Д. Коржем и имеет вид:

$$\left(\frac{C_A}{C_B}\right)_{атм.} = \left(\frac{C_A}{C_B}\right)_{вода}^n, \quad (7)$$

где  $n < 1$ .

Закономерность фракционирования элементов из воды приземной слой атмосферы можно представить в виде

$$\lg C_A(вода) = 10^{-3,45} C_A^{0,7}(атм.), \quad (8)$$

где  $\lg C_A(вода)$  – концентрация элемента в воде;

$\lg C_A(атм.)$  – концентрация элемента в приповерхностном слое воздуха.

Для исследования дальнейшего переноса высокодисперсных аэрозолей на прилегающие территории использовалась эмпирическая модель Пасквилла–Гиффорда, адаптированная нами к источнику малой мощности, обладающему длительным действием. Для оценки интенсивности переноса в модели учтены процессы атмосферной диффузии и течение воздуха в ламинарном режиме.

В предположении независимости линейной скорости осаждения  $v_{oc}$  от высоты  $z$  зависимость плотности выпадений от расстояния  $w_{oc}(x)$  будет описываться экспоненциальным законом:

$$w_{oc}(x) = \alpha w_{исп} \cdot \sqrt{S} \exp\left(-\frac{mg}{2kT} v_{oc} \frac{x}{u}\right), \quad (9)$$

где  $\alpha = \frac{mgv_{oc}}{2kTu}$ ;

$w_{исп}$  – поверхностная плотность испарения;

$S$  – площадь зеркала водоема.

Необходимо отметить, что в рамках разработанной модели факторы осаждения за счет радиоактивного распада и вымывания осадками не рассматривались. Принимался во внимание в основном фактор вымывания за счет сухого осаждения. Такое допущение связано с упрощением многопараметрической задачи.

**В четвертой главе** приведены результаты апробации разработанных моделей для различных источников согласно классификации, предложенной в первой главе диссертационной работы.

В качестве источников первого типа нами рассматривались технические водоемы предприятий ядерно–топливного цикла, содержащие высокие кон-

центрации радионуклидов. В таблице 1 приведены расчетные коэффициенты наиболее значимых с точки зрения радиационной экологии веществ.

Таблица 1. Значения коэффициентов выноса химических элементов из водоема в воздух

Элемент	$\lg C_A(\text{вода})$	$\lg C_A(\text{атм.})$
Cs	8,65	$3,12 \cdot 10^{-10}$
Sr	4,2	$4 \cdot 10^{-7}$
Ce	10,65	$1,24 \cdot 10^{-11}$
I	6,45	$1 \cdot 10^{-8}$
Zr	9,5	$7,94 \cdot 10^{-11}$
Nb	10,23	$2,45 \cdot 10^{-11}$
T	0,65	1

Исследования по переносу высокодисперсных частиц, вынесенных из технического водоема, проводились нами для комплекса радионуклидов, содержащихся в воде, и отдельно выделен перенос и выпадение чистого  $\beta$ -излучателя – трития.

Численные эксперименты проводились по разработанной нами модели выноса аэрозолей техногенного происхождения в поверхности водоема промышленного предприятия. Для расчетов был взят технический водоем площадью  $0,25 \text{ км}^2$ , содержащий радионуклиды с объемной удельной активностью  $1 \text{ Ки/л}$  со следующими модельными параметрами:

1. Диаметр водоема –  $500 \text{ м}$ .
2. Длительность наиболее интенсивного испарения  $100 \text{ дней} = 8,6 \cdot 10^6 \text{ с}$ .
3. Скорость испарения  $30 \frac{\text{см}}{\text{сезон}} = 3,5 \cdot 10^{-8} \text{ м/с}$ .
4. Концентрация  $^{137}_{55}\text{Cs}$  в испарениях  $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ Ки/л} = 1,3 \cdot 10^7 \text{ Бк/м}^3$ .
5. Расчетная мощность источника в этом случае  $1,14 \cdot 10^5 \text{ Бк/с}$ .
6. Повторяемость направления ветра  $30\%$ , скорость ветра  $3 \text{ м/с}$ .
7. Скорость осаждения вынесенных аэрозолей  $10^{-2} \text{ м/с}$ .

Результаты применения разработанной модели показали, что накопленный запас активности за один сезон интенсивного испарения воды из технического водоема в направлении преимущественного распространения ветра составляет на расстоянии  $20 \text{ км}$   $2,6 \cdot 10^2 \text{ Бк/м}^2$  ( $7 \cdot 10^{-3} \text{ Ки/км}^2$ ), в том числе для трития –  $29,1 \text{ Бк/м}^2$ . Поскольку распределение активности по удалению от источника имеет экспоненциальный характер, то, очевидно, вблизи водоема активность значительно выше. Учитывая временную протяженность, например, за  $30 \text{ лет}$  существования технического водоема с такими параметрами общий сформированный запас в рассматриваемой точке удаления от источника составляет  $7,8 \cdot 10^3 \text{ Бк/м}^2$  ( $0,21 \text{ Ки/км}^2$ ), в том числе для трития –  $8,7 \cdot 10^2 \text{ Бк/м}^2$ .

Как и предполагалось, полученные значения для длительного промежутка времени обуславливают повышение радиационного фона на прилегающих

территориях. Здесь необходимо отметить, что для расчетов нами выбрана наиболее высокая активность радионуклидов, содержащихся в водоеме. Как правило, нормами радиационной безопасности предусмотрено наличие санитарно-защитной зоны вокруг водоемов такого сорта.

Особенностью источников второго типа считается их расположение вблизи населенных пунктов. Следовательно, воздействие таких источников более значительно даже при низкой концентрации выбрасываемых частиц. Автор рассматривал особенности зольных выбросов в условиях Сибирского региона. Такой выбор обусловлен большой продолжительностью холодного периода, сильным выхолаживанием нижних слоев атмосферы и высокой повторяемостью штилей и слабых ветров. Для расчета выбросов ТЭС нами применялась интегральная модель, основанная на теории турбулентной диффузии и позволяющая рассчитывать все параметры струи с учетом скорости и температуры в атмосфере.

В условиях низких температур зимнего периода водяной пар в газо-аэрозольной струе может конденсироваться и выпадать в виде ледяной крупы вблизи источника, вымывая при этом часть загрязняющих веществ. Анализ возможных механизмов захвата золы дает основание предположить, что в условиях низких отрицательных температур водяной пар в дымовой струе переходит в лед путем лавинной сублимации. Образующиеся тяжелые крупинки льда, падая через струю, вымывают более мелкие частицы золы, захватывая их в процессе гравитационной коагуляции и изменяя тем самым ее дисперсный состав, пространственные распределения концентрации в воздухе и осадок на подстилающую поверхность. По нашим оценкам, с помощью этого механизма вымывается до 50% выбрасываемых ТЭС крупных фракций золы, а ее остаток рассеивается в атмосфере по законам турбулентной диффузии.

При обследовании нами территорий, прилегающих к ТЭС, было отобрано 215 различных проб, анализ которых осуществлялся в соответствии с имеющимися методическими указаниями, а при их отсутствии – по оригинальным методикам НПО «Тайфун». Согласно этим измерениям концентрация летучей золы в среднем составляла  $7,5 \text{ г/м}^3$  (максимальная  $20 \text{ г/м}^3$ ). Осадок золы и других загрязняющих веществ оценивался по их содержанию в пробах снега.

Согласно проведенным нами оценкам, через дымовые трубы ТЭС с диаметром устья 4,5 и 3,5 м и высотой соответственно 100 и 120 м в атмосферу выбрасывается около 5700 кг/ч золы и примерно в 4 раза больше водяного пара со средневзвешенной скоростью 7–8 м/с в устье труб и перегревом дымовых газов на выходе около  $70^\circ\text{C}$ . Характеристики выбросов приведены в таблице 2.

Таблица 2. Характеристики выбросов ТЭС золы и ледяной крупы

Размер фракции, мкм	Содержание, %	$v_{oc}$ , см/с	Вымывание, %
<b>Зола</b>			
2,0	1,7	0,03	0
4,0	5,1	0,08	0

6,5	12,4	0,30	0,3
8,0	13,3	0,40	1,0
12,5	14,3	0,90	6,7
17,5	17,5	1,5	10,0
22,5	12,4	2,5	9,5
27,5	8,5	4,0	7,5
40,0	15,5	6,2	14,6
<b>Ледяная крупа</b>			
100	0,56	26	—
150	0,35	45	—
200	0,09	76	—

В ходе исследований нами проводились расчеты для холодного времени года (октябрь–февраль) с учетом и без учета вымывания золы льдом, дисперсности золы и льда. Полученные результаты расчетов представлены на рис. 4. Как видно из рисунка, концентрация золы от ТЭС максимальна вблизи нее, затем убывает до минимума на расстоянии примерно 3 км, а затем снова возрастает с удалением от источника и на расстоянии 5–8 км западнее ТЭС достигает максимума. Далее концентрация убывает по закону  $q \sim l/x$ , характерному для турбулентной диффузии.

Такое распределение концентрации объясняется одновременным действием вблизи ТЭС двух механизмов: вымывания золы льдом и турбулентной диффузией, а вдали от ТЭС – действием диффузии в условиях преобладания слабых ветров и устойчивой стратификации атмосферы.

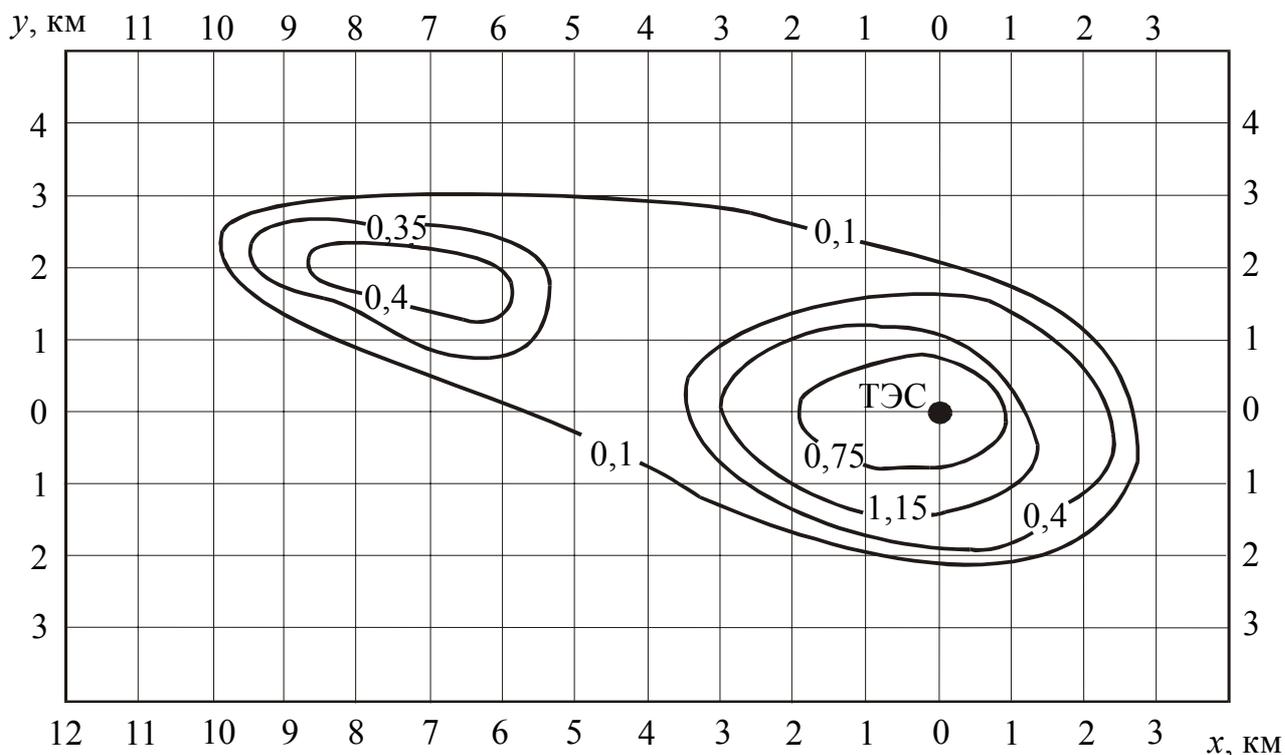


Рис. 4 Изолинии концентрации золы на уровне 1,5 м.  
Значения приведены в  $\text{мг}/\text{м}^3$

На рисунке 5 представлены разрезы поля загрязнения в направлении распространения преобладающих ветров.

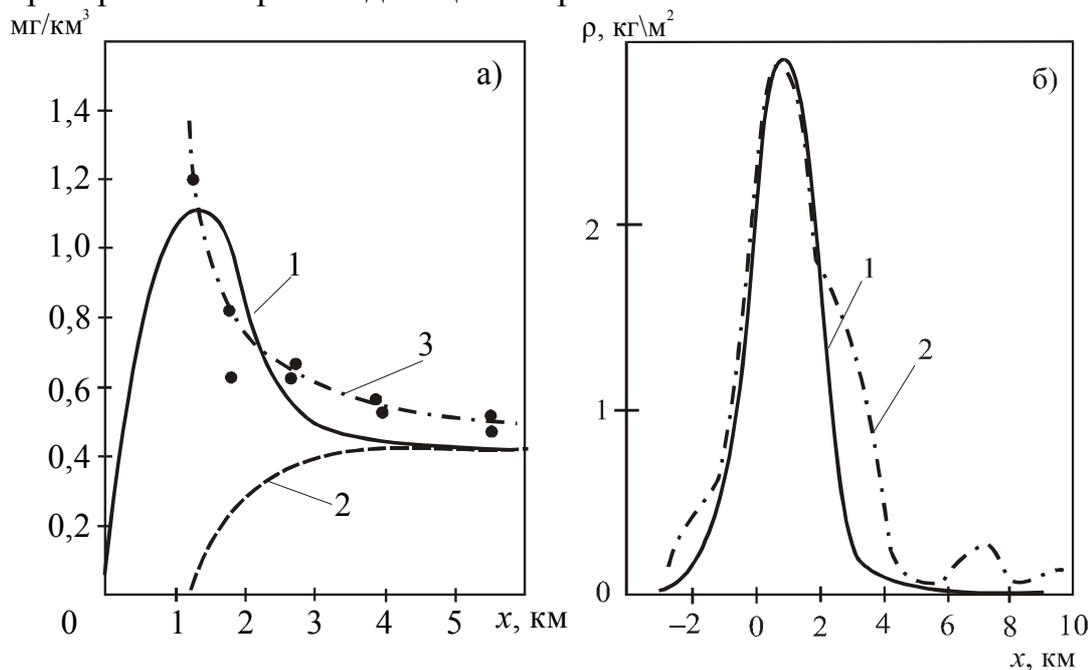


Рис. 5. Распределение концентрации загрязняющих веществ в воздухе и поля осадка золы в направлении оси следа:

- 1 – с учетом вымывания золы; 2 – без учета вымывания золы;  
3 – экспериментальные данные

Кривая 1 на рис. 5 (а) получена по разработанной модели с учетом вымывания золы со льдом, а кривая 2 – без учета вымывания. Из сравнения кривых 1 и 2 видно, что максимум концентрации вблизи источника формируется только вымыванием льдом. Необходимость учета механизма вымывания золы льдом подтверждается экспериментальными данными, что хорошо иллюстрирует кривая 3 на рисунке. Некоторое увеличение концентрации загрязняющих веществ, полученных из эксперимента, обусловлено, очевидно, вкладом в выбросы в атмосферу печных труб частного сектора.

На рис. 5 (б) представлен разрез поля осадка золы в направлении распространения преобладающих ветров. Здесь также наблюдается хорошее согласие результатов расчетов с экспериментальными вблизи источника и увеличивающееся расхождение вдали от ТЭС.

В качестве примера источников третьего типа нами исследован выброс радиоактивных веществ, вынесенных в атмосферу в результате аварии на Сибирском химическом комбинате 06.04.93. При использовании критерия применимости гравитационной и диффузионной теорий нами было выявлено, что в данном случае расчет возможен только в рамках модели турбулентной диффузии. Поскольку мощность источника невелика, а дисперсность основной массы частиц составляет 10–20 мкм, то предварительный прогноз распространения и выпадения облака позволил предположить, что формирование поля загрязне-

ния подстилающей поверхности будет происходить в пределах 20–25 км от источника.

Проведенный предварительный анализ позволил выбрать для расчета переноса и выпадения частиц диффузионную модель Пасквилла–Гиффорда. Для проведения расчетов была собрана метеорологическая информация на момент аварии. В этом случае, так как источник выброса приподнят над земной поверхностью на высоту  $h$ , то эффективная высота зависания облака  $h_{eff}$  определена по формуле:

$$h_{eff} = h + A_1 \left( 2,61 \cdot \frac{Q_h^{1/2}}{\bar{u}} + 0,029 \cdot \frac{v_s D_0}{\bar{u}} \right), \quad 1 \leq A_1 \leq 6 \quad (10)$$

где  $\bar{u}$  – скорость ветра на высоте выброса;

$A$  – плотность радиоактивного загрязнения подстилающей поверхности каким-либо радионуклидом:

$$A(x, y) = v_g \frac{1}{\lambda} (1 - e^{-\lambda T}) \cdot q_A(x, y, z = 0), \quad \text{Бк/м}^2; \quad (11)$$

$v_g$  – параметр, характеризующий выпадение нуклида на земную поверхность за счет турбулентного осаждения, м/с;

$Q_h$  – тепловая мощность источника, кВт;

$D_0$  – диаметр устья источника, м;

$v_s$  – скорость выхода воздуха (газов) из устья источника, м/с.

Поскольку в официальных источниках наблюдается значительный разброс величины активности, выброшенной в атмосферу в результате аварии (от 10 до 80% радионуклидов, содержащихся в аппарате), то расчеты проведены для предельных значений. В таблице 3 приведены расчетные значения границ диапазонов, в пределах которых находилась плотность радиоактивного загрязнения указанными нуклидами в ряде населенных пунктов на 07.04.93.

Таблица 3. Расчетные значения плотности радиоактивного загрязнения

Населенный пункт	Плотность радиоактивного загрязнения, Бк/м <sup>2</sup>				
	<sup>106</sup> <sub>44</sub> Ru	<sup>103</sup> <sub>44</sub> Ru	<sup>95</sup> <sub>40</sub> Zr	<sup>95</sup> <sub>41</sub> Nb	<sup>239</sup> <sub>94</sub> Pu
Надежда	1,6·10 <sup>-3</sup> ÷	9,0·10 <sup>-5</sup> ÷	9,0·10 <sup>-4</sup> ÷	1,9·10 <sup>-3</sup> ÷	до 8,4·10 <sup>-4</sup>
	6,0·10 <sup>-2</sup>	3,4·10 <sup>-3</sup>	3,4·10 <sup>-2</sup>	7,2·10 <sup>-2</sup>	
Михайловка	1,0·10 <sup>-6</sup> ÷	6,0·10 <sup>-8</sup> ÷	6,0·10 <sup>-7</sup> ÷	1,2·10 <sup>-6</sup> ÷	до 1,1·10 <sup>-7</sup>
	8,0·10 <sup>-6</sup>	4,8·10 <sup>-7</sup>	4,8·10 <sup>-6</sup>	9,6·10 <sup>-6</sup>	
Наумовка	2,5·10 <sup>-4</sup> ÷	1,5·10 <sup>-5</sup> ÷	1,5·10 <sup>-4</sup> ÷	3,0·10 <sup>-4</sup> ÷	до 9,7·10 <sup>-5</sup>
	7,0·10 <sup>-3</sup>	4,0·10 <sup>-4</sup>	4,0·10 <sup>-4</sup>	8,4·10 <sup>-4</sup>	

Георгиевка	$2,2 \cdot 10^2 \div$ $4,0 \cdot 10^3$	$1,26 \cdot 10^2 \div$ $2,32 \cdot 10^2$	$1,26 \cdot 10^2 \div$ $2,32 \cdot 10^3$	$2,6 \cdot 10^2 \div$ $4,8 \cdot 10^2$	до 24
------------	---	---	---	---	-------

Значения плотности загрязнения для  $^{95}_{41}\text{Nb}$  приведены на рисунке 6, как для радионуклида, внесшего основной вклад в суммарную активность поля загрязнения.

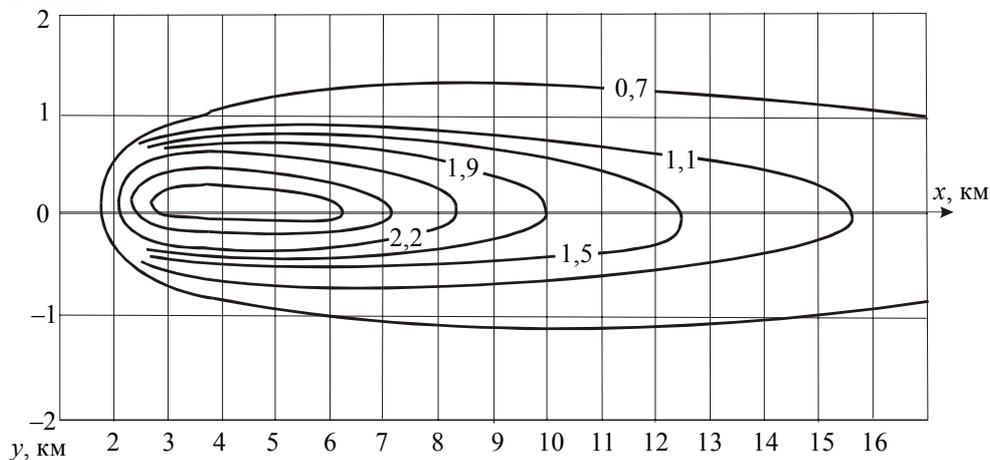


Рис. 5. Плотность загрязнения подстилающей поверхности для  $^{95}_{41}\text{Nb}$ , кБк/м<sup>2</sup>

Общая расчетная плотность загрязнения территории, подвергшейся воздействию выброса, представлена на рисунке 6.

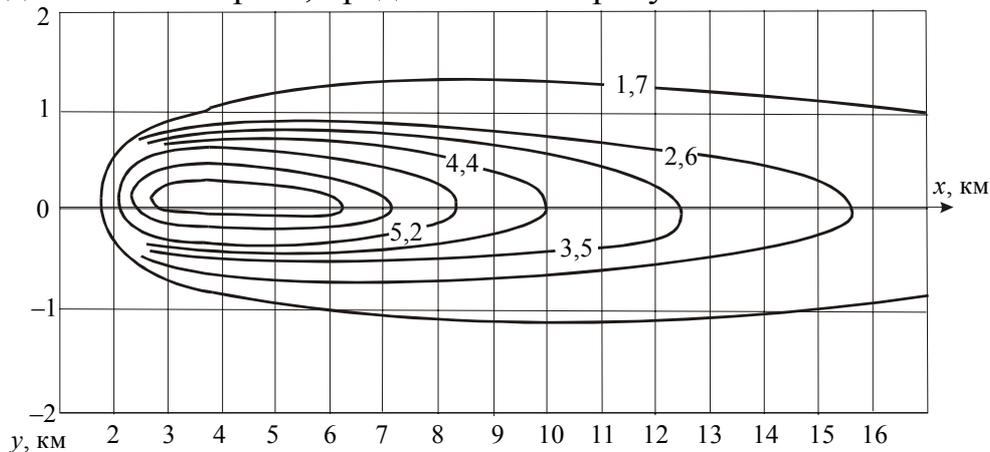


Рис. 6. Суммарная плотность загрязнения подстилающей поверхности, кБк/м<sup>2</sup>

Таким образом, в д. Георгиевка суммарная плотность радиоактивного загрязнения не превышала значения  $2,2 \cdot 10^3$  Бк/м<sup>2</sup> на 7 апреля 1993 г. Согласно анализу, проведенному специалистами НПО «Тайфун» и экологическими службами г. Томска на основании аэрогаммаъемки на территории предполагаемого загрязнения, из населенных пунктов, расположенных в 30-километровой зоне вокруг СХК, загрязнению подверглась только д. Георгиевка. Результаты аэрогаммаъемки хорошо согласуются с расчетным полем радиоактивного загрязнения, полученным по модели Пасквилла–Гиффорда.

К четвертому типу источников автором предложено отнести ядерные испытания в атмосфере. В представленной диссертационной работе проведены

исследования переноса, распространения и выпадения облака взрыва, произведенного на Семипалатинском испытательном полигоне 03.04.57 г. Выбор именно этого испытания связан метеорологическими условиями, сложившимися на момент проведения испытаний. Во время движения облака направление ветра резко изменилось, что является “удачными” условиями для апробации разработанной нами модели гравитационного осаждения частиц в переменном поле ветра. При определении поля реального ветра применительно к разработанной модели гравитационного осаждения использовалось геострофическое приближение. Изогипсы каждой из выбранных изобарических поверхностей переносились из географической системы координат (на картах абсолютной топографии) в декартову. При этом для удобства расчетов географические координаты Семипалатинского полигона ( $77^{\circ}47'30''$  восточной долготы и  $50^{\circ}27'00''$  северной широты) совмещались с началом декартовой системы ( $x = 0, y = 0$ ). Изобарические поверхности аппроксимировались сеточной функцией ее геопотенциалов. Шаг сетки принимался равным 50 км.

Градиентный ветер вблизи подстилающей поверхности определялся линейной экстраполяцией значений скорости и направления геострофического ветра на подстилающей поверхности и на высоте 1,5 км. Реальный ветер вблизи подстилающей поверхности рассчитывался по уравнениям, которые учитывают влияние сил трения на изменение геострофического ветра. В работе предполагалось, что циклоны и антициклоны в пределах рассматриваемых участков перемещаются по прямолинейным траекториям.

Для проведения расчетов необходимо на каждом шаге по времени, для каждой рассматриваемой частицы определить скорость и направление ее перемещения в поле ветра. Пространственно–временное распределение поля ветра не поддается аналитическому описанию, а хранение полной информации о поле ветра в районе испытаний слишком громоздко и не является необходимым. По этой причине нами был создан банк данных о горизонтальном поле ветра на высотах, соответствующих выбранным изобарическим поверхностям. При проведении расчетов для каждой частицы полные данные восстанавливались интерполяцией между значениями функции в узлах расчетной сетки – в горизонтальном направлении, между высотами изобарических поверхностей – в вертикальном направлении, и по времени – между значениями ветра в данной точке на 3 и 4 апреля 1957 года.

При моделировании переноса радиоактивного облака в постоянном во времени и в горизонтальном направлении поле ветра геометрические параметры следа однозначно определяются высотой подъема и размерами облака, которые зависят от мощности взрыва. Рассмотрим перенос радиоактивного облака в пространственно–временном поле ветра. Первоначальные геометрические параметры облака приведены в таблице 4.

Таблица 4. Геометрические параметры облака

Параметры, км	Мощность взрыва, кт		
	20	50	75
Высота подъема верхней кромки облака	7,9	10,3	11,5

Диаметр	4,3	7,3	9,2
Высота	2,6	3,6	4,1

На рисунке 7 приведены рассчитанные формы следа для взрывов различной мощности. Первоначально ось следа направлена на северо-северо-восток.

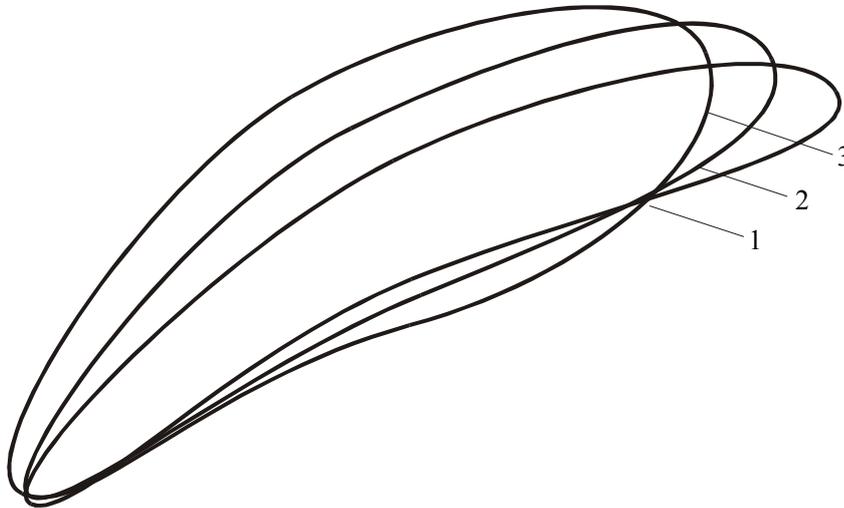


Рис. 7. Форма радиоактивного следа для взрывов мощностью:

1 – 20 кт; 2 – 50 кт; 3 – 75 кт

Как и ожидалось, ось изгибается по часовой стрелке и на большом удалении от эпицентра имеет восточное направление. Протяженность следа неоднозначно определяется мощностью взрыва. Для более мощных взрывов протяженность следа немного меньше, чем для взрыва меньшей мощности. С увеличением мощности ось следа сдвигается на север.

Ширина радиоактивного следа определяется первоначальным горизонтальным размером облака и его изменением в процессе переноса за счет атмосферной диффузии, связанной с горизонтальным и вертикальным градиентом скорости и направления ветра. При увеличении мощности взрыва диаметр облака возрастает. Поэтому след от более мощного взрыва шире.

В численном эксперименте первоначальная активность облака задавалась в относительных единицах при линейной зависимости от мощности взрыва. Радиоактивные продукты ядерного взрыва согласно расчетам начинали выпадать спустя 3,5 часа после взрыва на южную часть Угловского района. После 5 часов граница области радиоактивного загрязнения распространяется на часть Локтевского района. Наиболее сильному радиоактивному загрязнению подвергается Угловский район. Здесь максимальная загрязненность от взрыва мощностью 20 кт составляет около 50 относительных единиц, от взрыва мощностью 50 кт – 105 относительных единиц. Максимальная плотность загрязнения территорий Локтевского района от взрыва 20 кт составляет 23 относительные единицы. Радиоактивное загрязнение остальных районов обусловлено периферийной частью следа, и активность здесь значительно меньше.

Проверка результатов моделирования проводилась интегрированием по всей поверхности, занятой следом радиоактивного облака, плотности загрязнения (являющейся функцией координат), образованной каким-либо нуклидом, и сравнением интеграла в выходом данного нуклида при взрыве данной мощности. Расчеты показывают, что след облака заканчивает формироваться через 10–12 часов после взрыва (20 кт, 50 кт, 75 кт) для метеорологических ус-

ловий 3 апреля 1957 г. При этом на поверхность оседает около 80% выброшенной активности. Для сравнения следует отметить, что через 1 час после взрыва на подстилающую поверхность выпадает 18–20% выброшенной активности.

Результаты моделирования показывают, что в случае, если мощность наземного взрыва, проведенного 3 апреля 1957 года, составляла 50 кт, то максимальное значение плотности радиоактивного загрязнения нуклидом  $^{137}_{55}\text{Cs}$  на территории Угловского района через 10 часов после взрыва, составило  $5,71 \text{ Ки/км}^2$ , а на территории Локтевского района –  $0,8 \text{ Ки/км}^2$ . Указанные значения согласуются с оценочной величиной, полученной ранее.

На рисунках, приведенных ниже, показана динамика загрязнения Угловского района по короткоживущему изотопу  $^{97}\text{Zr}$ , как маркеру изменения радиационного загрязнения подстилающей поверхности в первые часы и сутки после взрыва на крупномасштабной географической сетке.

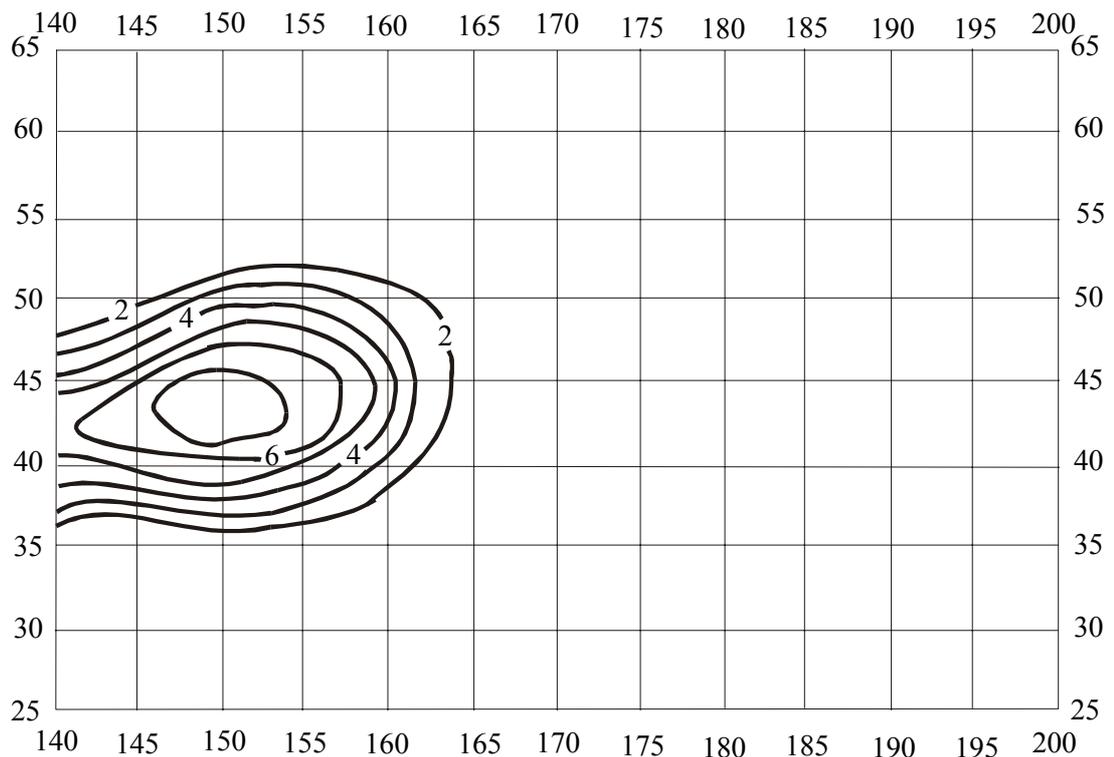


Рис. 9. Плотность радиоактивного загрязнения территории Угловского района изотопом  $^{97}\text{Zr}$  через 4 часа после взрыва (на изолиниях указана бета-активность,  $10^4 \text{ Ки/км}^2$ )

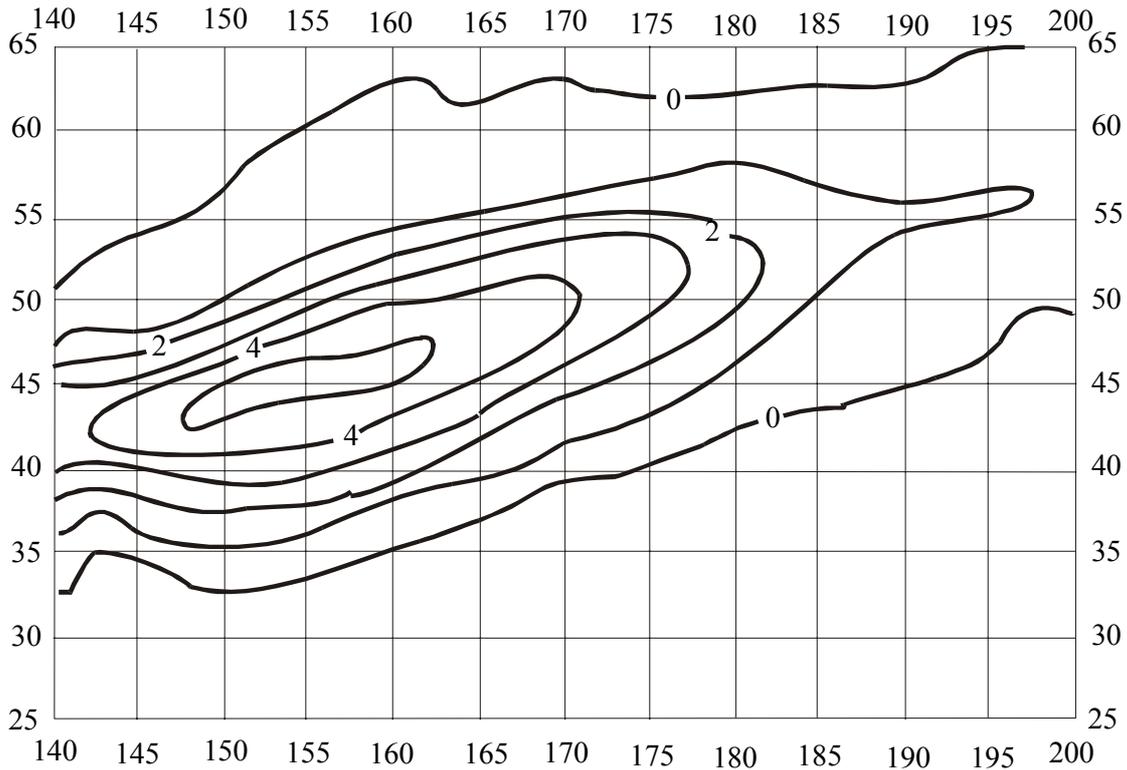


Рис. 10. Плотность радиоактивного загрязнения территории Угловского района изотопом  $^{97}\text{Zr}$  через 5 часов после взрыва (на изолиниях указана бета-активность,  $10^4$  Ки/км $^2$ )

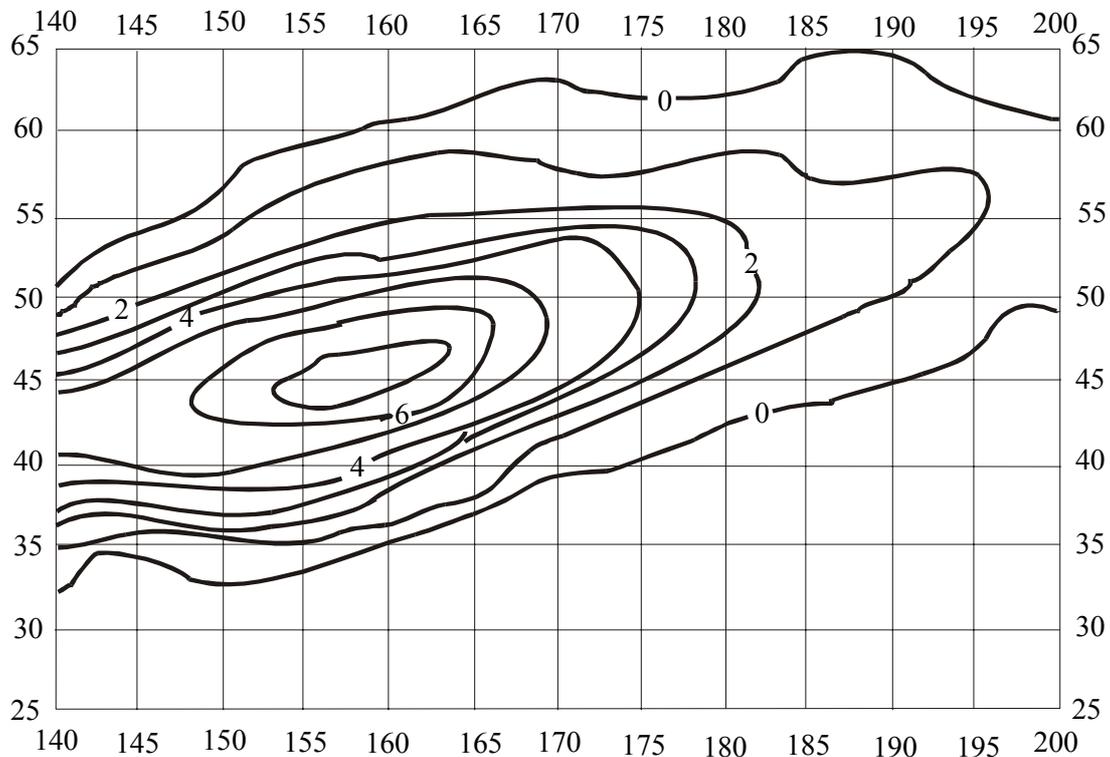


Рис. 11. Плотность радиоактивного загрязнения территории Угловского района изотопом  $^{97}\text{Zr}$  через 24 часа после взрыва (на изолиниях указана бета-активность,  $10^4$  Ки/км $^2$ )

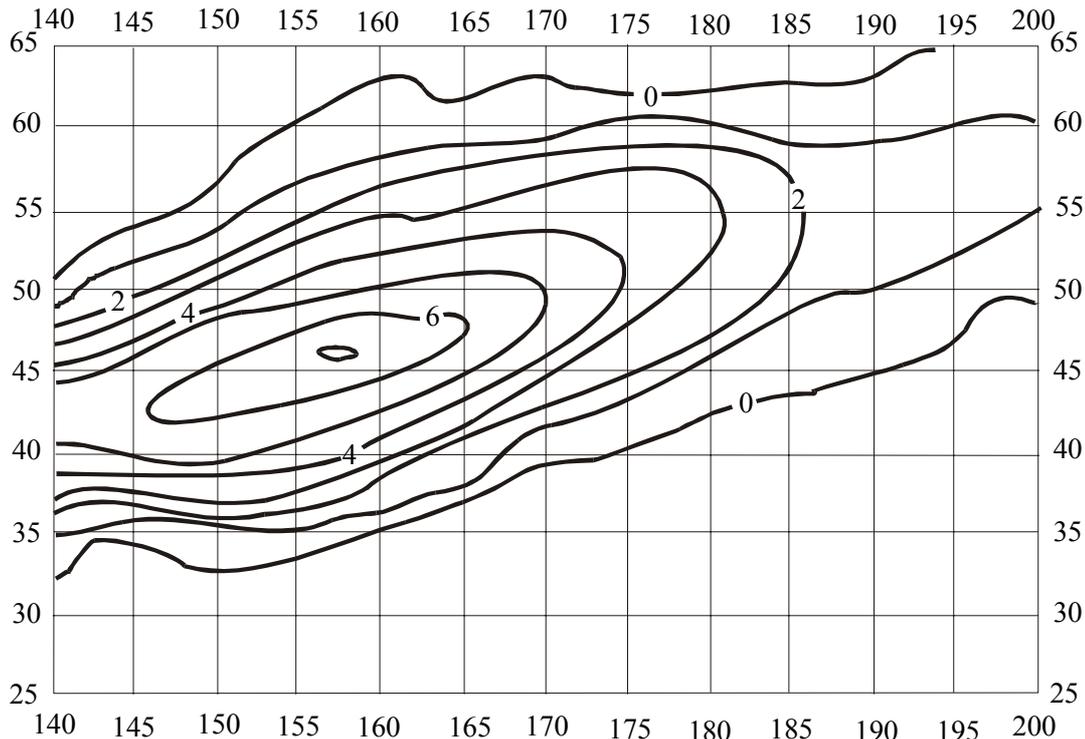


Рис. 12. Плотность радиоактивного загрязнения территории Угловского района изотопом  $^{97}\text{Zr}$  через 5 суток после взрыва (на изолиниях указана бета-активность,  $10^4$  Ки/км $^2$ )

Поле радиоактивного загрязнения, сформировавшееся в результате ядерного взрыва 03.04.57г., занимало достаточно большую площадь территории Алтайского края, что обусловлено высокой скоростью ветра и пульсациями его направления. Необходимо отметить, что активность поля загрязнения к настоящему моменту времени равна уровню фона глобальных загрязнений. Поэтому экспериментально не представляется возможным определить вклад каждого взрыва в общую картину загрязнения. Численный эксперимент, проведенный в рамках диссертационной работы, позволяет выполнить ретроспективный анализ вклада этого испытания.

**В заключении** к диссертационной работе подведены итоги проведенных численных и экспериментальных исследований, сформулированы основные результаты и выводы.

### ОСНОВНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ И ВЫВОДЫ:

1. Анализ источников техногенного загрязнения атмосферы выявил значительное многообразие, как самих источников, так и их параметров. В рамках проведенных исследований разработана комплексная классификация источников атмосферного загрязнения по степени воздействия на окружающую среду. Предложенная классификация позволила осуществить предварительный прогноз механизма переноса и формирования полей загрязнения на подстилающей поверхности.

2. Поскольку строение и состояние самой атмосферы является многопараметрической функцией, то поведение облака выброса полностью обусловлено полем ветра, имеющего различные направления и скорости на разной высоте. В процессе анализа состояния атмосферы выявлено, что вертикальный градиент поля ветра вносит существенный вклад в формирование поля загрязнения.
3. Результаты численных экспериментов в рамках разработанной модели гравитационного осаждения частиц в переменном поле ветра показали, что протяженность следа поля загрязнения в результате ядерных испытаний определяется не только мощностью взрыва, но и, что более существенно, полем ветра, изменяемого как по горизонтали, так и по вертикали. Причем учет вертикальной составляющей может приводить к изгибу оси следа.
4. Для выявления определяющего механизма транспорта и выпадения частиц в рамках диффузионной и гравитационной теорий переноса удобно использовать критерий применимости этих теорий. Предложенный критерий применимости основывается на скорости падения частицы в ламинарной среде к среднеквадратичному значению пульсации газа. В отличие от существующих способов разделения диффузионной и гравитационной теорий разработанный нами критерий применимости позволяет ограничиться несложными вычислениями.
5. Использование критерия применимости диффузионной и гравитационной теорий переноса примеси позволило оперативно и однозначно определить механизм транспорта и выпадения облака, вынесенного в результате залпового выброса малой мощности как следствие нештатной ситуации на промышленном предприятии. Численное экспериментирование, проведенное в рамках теории турбулентной диффузии, демонстрирующее хорошую согласованность результатов эксперимента с независимыми натурными измерениями поля загрязнения позволяют использовать разработанный комплекс расчетов для оперативного прогнозирования загрязнения прилегающих территорий, либо для ретроспективного восстановления вклада каждого инцидента в общую картину загрязнения.
6. Исследование выноса мелкодисперсных частиц с поверхности технического водоема позволили разработать модель, основанную на теории испарения и полуэмпирической диффузионной модели Пасквилла–Гиффорда. Для определения количества выносимых аэрозолей в процессе естественного испарения воды определены коэффициенты выноса, характерные для химических элементов, являющихся значимыми с точки зрения радиационного загрязнения окружающей среды. Расчеты, проведенные в рамках разработанной модели, показали наличие вклада этого механизма в комплексное загрязнение территорий, прилегающих к водоему.
7. Натурные измерения и результаты численного эксперимента, проведенного для определения поля загрязнения подстилающей поверхности в результате штатных выбросов теплоэлектростанций, выявили наличие двух механизмов переноса выброшенных частиц: вымывание льдом крупинки золы и турбулентной диффузией. Первый механизм обуславливает ближнее загряз-

нение, а второй – формирует максимум концентрации загрязняющих веществ вдали от ТЭЦ, то есть непосредственно в населенном пункте.

### **ОСНОВНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ДИССЕРТАЦИОННОЙ РАБОТЫ ОТРАЖЕНЫ В СЛЕДУЮЩИХ ПУБЛИКАЦИЯХ:**

1. *Sabdenov K.O., Shepotenko N.A.* Modeling Nuclear Fall-out of the Cloud as a Result of Emergency Situation at A-Plant. // Proceeding of 7<sup>th</sup> International Scientific and Practical Conference of Students, Post-graduates and Young Scientists “Modern Techniques and Technology MTT-2001”, February 26 – March 2, 2001, Tomsk, Russia, pp. 33-36, ISBN 0-7803-6346-9
2. *Бойко В.И., Шаманин И.В., Шепотенко Н.А., Юшков Ю.Г.* Формирование аномального атмосферного образования выброса в атмосферу примеси, обогащенной радионуклидами. // Известия вузов. Физика. – Т.40, № 6.
3. *Андреев О.В., Бойко В.И., Борисов В.П., Шепотенко Н.А.* Радиационная обстановка при выпадении радионуклидов в результате аварии на СХК 6 апреля 1993 г. // Тезисы докладов на I Всероссийской конференции “Радиоэкологическая безопасность России”, Санкт-Петербург, 19–22 июля 1996 г.
4. *Андреев О.В., Бойко В.И., Долматов О.Ю., Борисов В.П., Шепотенко Н.А., Юшицин К.В.* Формирование радиационной обстановки в Томской области в связи с вторичным переносом радионуклидов техногенного происхождения. // Тезисы докладов на Международной конференции “Фундаментальные и прикладные проблемы охраны окружающей среды – ПООС – 95” 12–16 сентября 1995 г.
5. *Бойко В.И., Шаманин И.В., Шепотенко Н.А.* Применение модели турбулентной диффузии для определения выноса радионуклидов с зеркала водоема. // Тезисы докладов на IV Международном симпозиуме по радиационной безопасности. Обнинск, 25–27 сентября 1996 г.
6. *Андреев О.В., Шепотенко Н.А.* Капельно-воздушный вынос радиоактивности с поверхности водоема. // Тезисы докладов на I Всероссийской конференции “Радиоэкологическая безопасность России”, Санкт-Петербург, 19–22 июля 1996 г.
7. *Андреев О.В., Шепотенко Н.А.* Радиационные параметры конденсат-аэрозольного шлейфа естественных испарений. // Тезисы докладов на I Всероссийской конференции “Радиоэкологическая безопасность России”, Санкт-Петербург, 19–22 июля 1996 г.
8. *Бойко В.И., Шаманин И.В., Шепотенко Н.А., Юшков Ю.Г.* Моделирование свойств атмосферного образования, обусловленного выбросом в окружающую среду примеси, обогащенной радионуклидами. // Inter. Conf. “NORTH-RADIOECO-96” on “Radioecological Safety in the Russian and European North”. Россия, Северодвинск, 18–23 ноября 1996 г.
9. *Постол Е.М., Ухов А.А., Шепотенко Н.А.* Восстановление многомерного пространственного распределения источников радиоактивного загрязнения. // Труды II областной научно-практической конференции молодежи и студентов “Современные техника и технологии”, Томск, 19–21 марта 1996 г.

10. *Агуцков Р.В., Шепотенко Н.А.* Оценка выноса трития с поверхности открытых водоемов в рамках модели турбулентной диффузии. // Труды II областной научно–практической конференции молодежи и студентов “Современные техника и технологии”, Томск, 19–21 марта 1996 г.
11. *Кригер С.В., Шепотенко Н.А.* Исследование процесса испарения с зеркала водоема–охладителя промышленного реактора. // Труды IV областной научно–практической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых “Современные техника и технологии”, Томск, 23–28 марта 1998 г.



