

**«БЕЛГОРОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ
ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ»
(Н И У « Б е л Г У »)**

**ИНСТИТУТ ИНЖЕНЕРНЫХ ТЕХНОЛОГИЙ И ЕСТЕСТВЕННЫХ
НАУК**

КАФЕДРА ОБЩЕЙ МАТЕМАТИКИ

**ИМИТИЦИОННАЯ МОДЕЛЬ АНАЛИЗА ПРОЦЕССОВ И ОЦЕНКИ
РИСКОВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В
ГОРОДАХ**

Выпускная квалификационная работа
обучающегося по направлению подготовки 01.04.01 Математика
очной формы обучения, группы 07001632
Тупиковой Ирины Валерьевны

Научный руководитель
д.т.н., профессор
Аверин Г.В.

Рецензент
к.т.н., доцент
Гахова Н.Н.

БЕЛГОРОД 2018

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	5
ГЛАВА 1. СОСТОЯНИЕ ВОПРОСА И ЗАДАЧИ ИССЛЕДОВАНИЙ	7
1.1. Оценка уровня загрязнения атмосферного воздуха в промышленных городах и анализ интегральных показателей качества воздуха.....	7
1.2. Методы анализа и оценки рисков и возможности их использования при оценке загрязнения атмосферного воздуха городов	19
1.3. Анализ существующих моделей, применяемых при оценке и прогнозировании загрязнения атмосферного воздуха	24
1.4. Обобщение основных закономерностей опасных процессов, связанных с воздействием вредных факторов на человека.....	37
1.5. Программные средства для комплексной оценки и прогнозирования риска загрязнения атмосферного воздуха и определения воздействий, связанных с превышением допустимых норм	40
1.6. Выводы и задачи исследования.....	43
ГЛАВА 2. ОСНОВА ДЛЯ РАЗРАБОТКИ ИМИТАЦИОННЫХ МОДЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ РИСКОВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ АТМОСФЕРЫ.....	46
2.1. Понятие, методы и средства имитационного моделирования, его особенности и области применения. Принципы и средства разработки имитационной модели	46
2.2. События и риски. Особенности их наступления и оценки.....	52
2.2.1. Виды событий. События, связанные с загрязнением атмосферного воздуха городов.....	52
2.2.2. Описание закономерностей и особенностей, связанных с загрязнением атмосферного воздуха, выявленных на основе анализа статистических данных наблюдения.....	56

2.3. Методы событийной оценки. Событийная оценка при анализе состояний и воздействий, связанных с загрязнением атмосферного воздуха	60
2.4. Анализ зависимости «доза-эффект» и разработка количественных моделей оценки риска воздействий при загрязнении атмосферного воздуха	61
2.4.1. Общий подход, принятый при разработке моделей для оценки рисков воздействий на организм при загрязнении атмосферы.....	61
2.4.2. Оценка рисков хронического действия при загрязнении атмосферного воздуха в городах.....	64
2.4.3. Оценка рисков острого кратковременного действия при загрязнении атмосферного воздуха в городах.....	69
2.5. Выводы по разделу 2	71
ГЛАВА 3. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ОПАСНОСТИ И РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА	72
3.1. Исследование качества атмосферного воздуха на примере крупных и средних промышленных городов России и Европы	72
3.2. Разработка моделей для исследования опасности и риска при загрязнении атмосферного воздуха.....	78
3.2.1. Модель оценки загрязнения атмосферного воздуха по комплексу показателей.....	78
3.2.2. Модель оценки риска при загрязнении атмосферного воздуха оксидом углерода, диоксидом серы, пылью, диоксидом азота.....	80
3.2.3. Модель оценки риска при загрязнении атмосферного воздуха совокупностью химических веществ.....	85
3.3. Обобщение результатов модельных расчетов воздействия приоритетных загрязнителей атмосферного воздуха на реципиентов	86

3.4. Количественная оценка фоновых концентраций и рисков для крупных и средних промышленных городов России и Европы по статистическим данным.....	91
3.5. Выводы по разделу 3	95
ГЛАВА 4. ОЦЕНКА АДЕКВАТНОСТИ МОДЕЛЕЙ ОЦЕНКИ РИСКОВ, СВЯЗАННЫХ С ЗАГРЯЗНЕНИЕМ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В ГОРОДАХ	97
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	101
СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ИСТОЧНИКОВ	102
ПРИЛОЖЕНИЕ 1	110

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время проблема обеспечения экологической безопасности является особо острой, что связано с ростом промышленности не только в России, но и во всем мире. В одном промышленном городе средних размеров может находиться около миллиона источников загрязнения атмосферного воздуха вредными веществами, влияющими не только на растения и животных, но и на здоровье населения.

На сегодняшний день для анализа процессов и оценки рисков при загрязнении атмосферного воздуха существует ряд моделей, однако всем им присущи недостатки. Поэтому разработка имитационных моделей для оценки рисков при загрязнении атмосферы, которые позволяли бы максимально достоверно исследовать опасности и риски, является актуальной задачей в области экологического мониторинга.

Целью работы является разработка имитационных моделей, которые бы позволили достоверно оценивать риски при загрязнении атмосферного воздуха городов.

Для достижения цели работы были следующие задачи:

- 1) изучить состояние вопроса и задачи исследования;
- 2) разработать имитационные модели оценки рисков при загрязнении атмосферы;
- 3) провести экспериментальное исследование опасности и риска при загрязнении атмосферного воздуха;
- 4) оценить адекватность моделей оценки рисков.

Объектом исследования являются техногенные опасности, связанные с загрязнением атмосферного воздуха, и их воздействие на население.

Предметом исследования является имитационная модель анализа процессов и оценки рисков при загрязнении атмосферного воздуха.

Методы исследования – систематизация, обобщение и анализ данных о состоянии загрязнения атмосферного воздуха; математическое и

имитационное моделирование; поиск научно-обоснованных методических подходов; практическая апробация результатов работы.

Выпускная квалификационная работа включает в себя введение, четыре раздела, заключение, список используемых источников, который состоит из 62 наименований, одно приложение.

ГЛАВА 1. СОСТОЯНИЕ ВОПРОСА И ЗАДАЧИ ИССЛЕДОВАНИЙ

1.1. Оценка уровня загрязнения атмосферного воздуха в промышленных городах и анализ интегральных показателей качества воздуха

В настоящее время в городах проживает значительная часть населения планеты, что обусловлено более комфортными условиями жизни по сравнению с сельской местностью. Кроме того, в городах более развита медицина, высокий уровень образования, больший размер заработных плат и др. Однако, помимо вышеперечисленных благ, в городах расположены промышленные предприятия, заводы, топливно-энергетические комплексы и т.д., которые выбрасывают в атмосферный воздух огромное количество загрязняющих веществ, вследствие чего экологическая обстановка городов ухудшается.

В России на 2016 год зарегистрировано 12260 промышленных объектов, которые ежегодно выбрасывают в атмосферный воздух более 17 млн. тонн различных загрязняющих веществ [1]. В целом по России учтено 1562 тыс. стационарных источников загрязнения атмосферного воздуха, в том числе 1557 тыс. ед. – у юридических лиц, из которых организованных источников было почти 996 тыс. ед., то есть 64,8% (в 1990 г. – 1170 тыс. ед., в том числе 1016 тыс. ед. - организованные источники, то есть 86,9%) [2].

Порядка 80-90% рассматриваемых поступлений загрязняющих веществ в атмосферу приходилась и приходится на выбросы от организованных стационарных источников, которые не проходят пылегазоочистные устройства.

В таблице 1.1 представлена группировка субъектов Российской Федерации по объему выбросов в атмосферу загрязняющих веществ от стационарных источников в 2016 году.

Таблица 1.1 – Группировка субъектов Российской Федерации по объему выбросов в атмосферу загрязняющих веществ от стационарных источников (2016 г.)

Выбросы в атмосферу загрязняющих веществ в группе, тыс. тонн в год	Число субъектов РФ в группе	Удельный вес выбросов в % по группам	Численность населения в группе, млн. чел.
менее 50	31	4,3	26,2
50,1-100	15	6,7	32,4
100,1-200	16	13,1	28,4
200,1-500	14	23,4	38,8
500,1-1500	8	38,9	18,0
более 1500,1	2	13,6	2,9

Из таблицы видно, что наибольшая доля выбросов (39%) приходилась на 8 субъектов Российской Федерации, у которых суммарные выбросы от стационарных источников в атмосферу были от 500,1 до 1500 тыс. тонн.

Группа регионов, у которых объем выбросов от стационарных источников варьировался от 200,1 до 500 тыс. тонн в год, находилась на втором месте. Численность населения в этой группе субъектов составляет примерно 39% всего населения страны, а удельный вес выбросов загрязняющих веществ в атмосферу – свыше 23% всего объема рассматриваемых выбросов.

Если подойти с позиции краткого отраслевого анализа, то можно отметить, что в 2005 году наибольшая доля выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух (35,5%) приходилась на вид деятельности «обрабатывающие производства», доля выбросов от добычи полезных ископаемых составляла 30,1%, на третьем месте по доле выбросов находилось производство и распределение электроэнергии, газа и воды – 19,5%. В 2015 году основная доля выбросов загрязняющих веществ

приходилась на предприятия обрабатывающих производств (34,5%), добычу полезных ископаемых (27,5%), а также на производство и распределение электроэнергии, газа и воды (21,2%). В 2016 г. эти соотношения оставались неизменными: на предприятия обрабатывающих производств приходилось 33,3% всего объема рассматриваемых выбросов, на вид деятельности «добыча полезных ископаемых» приходилось 28,3% и на производство и распределение электроэнергии, газа и воды – 21,0% (табл. 1.2).

С 2005 года по 2016 год в России более чем на две трети возрос суммарный парк всего автотранспорта, включая автобусы, однако валовый объем выбросов от автотранспорта снизился за этот период на 8,5% [2].

Таблица 1.2 – Распределение объема выбросов от стационарных источников по видам экономической деятельности (2010-2016 гг.), тыс. тонн

Вид экономической деятельности	Годы						
	2010г.	2011г.	2012г.	2013г.	2014г.	2015г.	2016г.
Сельское хозяйство, охота и лесное хозяйство	136,6	141,1	162,5	164,7	185,3	197,3	218,2
Добыча полезных ископаемых	5200,3	5616,0	6128,4	5265,9	4943,8	4754,7	4911,9
Обрабатывающие производства	6431,0	6523,1	6406,5	6218,8	5932,4	5968,6	5777,7
Производство и распределение электроэнергии, газа и воды	4327,2	4071,2	4164,4	3868,7	3761,5	3671,5	3645,9
Прочие	3020,5	2810,9	2768,5	2928,4	2628,9	2703,5	2795,6
Всего	19115,6	19162,3	19630,3	18446,5	17451,9	17295,9	17349,3

Анализ выбросов вредных веществ, выбрасываемых в атмосферу автотранспортом, свидетельствует, что на долю оксида углерода в 2016 году пришлось 77,5% всех выбросов загрязняющих веществ, доля диоксида серы составила менее 1%, летучих органических соединений (ЛОС) – порядка 10%, доля оксидов азота – около 11%, доля твердых веществ (прежде всего, сажи) – 0,184% (табл. 1.3). Проанализировав количество вредных веществ, отходящих от стационарных источников, можно отметить, что на долю оксида углерода в 2016 г. пришлось порядка 28%, доля диоксида серы

составила 23%, доля ЛОС – не превышала 8%, доля оксидов азота – более 10%.

Таблица 1.3 – Динамика выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух в 2005-2016 гг., тыс. тонн

Годы	Твердые вещества			Диоксид серы			Оксид азота			Оксид углерода			Летучие органические соединения (ЛОС)		
	От стационарных источников	От автотранспорта	Всего	От стационарных источников	От автотранспорта	Всего	От стационарных источников	От автотранспорта	Всего	От стационарных источников	От автотранспорта	Всего	От стационарных источников	От автотранспорта	Всего
2005	2802,0	49,0	2849,0	4675,0	112,0	4822,0	1666,8	1860,0	3560,0	6521,2	11660,0	18160,0	1650,6	49,4	1700,0
2006	2842,8	54,0	2854,0	4764,7	120,0	4920,0	1703,1	2055,0	3755,0	6300,0	11202,0	17502,0	1863,1	36,9	1900,0
2007	2743,4	53,0	2793,4	4573,1	105,0	4678,1	1732,8	1903,0	3635,8	6448,4	11002,0	17450,4	1908,6	1539,0	3447,6
2008	2704,2	53,0	2757,2	4534,1	110,0	4644,1	1816,6	1844,0	3660,6	6091,5	10168,0	16259,5	1532,0	1340,0	2872,0
2009	2341,1	53,0	2394,1	4370,6	110,0	4480,6	1730,5	1831,0	3561,5	5500,5	10103,0	15603,5	1546,0	1367,0	2913,0
2010	2381,2	53,8	2435,0	4385,3	112,6	4497	1855,2	1801,7	3656,9	5565,1	9776,6	15341,7	1605,3	1279,8	2885,1
2011	2283,1	44,2	2327,3	4342,7	112,0	4454,7	1880,0	1681,9	3561,9	5753,5	10062,8	15816,3	1622,8	1343,8	2966,6
2012	2249,4	23,7	2273,1	4340,9	74,5	4415,4	1937,5	1419,0	3356,5	6001,8	10091,1	16092,9	1638,2	913,9	2552,1
2013	2008,5	24,9	2033,4	4173,3	75,9	4249,2	1874,2	1459,1	3333,3	5350,9	10406,6	15757,5	1455,8	1368,0	2823,8
2014	1922,2	25,3	1947,4	4036,3	77,0	4113,3	1805,5	1482,9	3288,4	4938,4	10554,6	15493,0	1340,0	1390,0	2730,0
2015	1820,4	25,9	1846,3	4099,4	78,0	4177,4	1787,4	1504,3	3291,7	4799,6	10706,8	15506,4	1294,5	1411,0	2706,5
2016	1723,9	26,3	1750,2	4011,3	79,6	4090,9	1830,4	1534,6	3354,7	4907,1	10929,1	15836,2	1304,6	1440,2	2744,8

В целом по стране с 2005 по 2016 годы выбросы диоксида серы от стационарных источников снизились на 14%, а от автотранспорта на 35%, что связано с использованием видов топлива с низким содержанием серы. Наибольший объем выбросов диоксида серы от стационарных источников приходился на Красноярский край (за счет ОАО «ГМК «Норильский никель»). На долю всех предприятий края ежегодно приходится 46-48% выбросов диоксида серы от стационарных источников в целом по стране [2].

Выбросы оксида углерода с 2005 г. по 2016 г снизились от автотранспортных средств на 6,3%, а от стационарных источников – на 24,8%. В региональном разрезе наибольший объем выбросов оксида углерода от стационарных источников приходился на Ханты-Мансийский автономный

округ – около 11%, на втором месте находится Ямало-Ненецкий АО – около 7%, на третьем месте – Челябинская область (5,6%) [2].

Объем выбросов летучих органических веществ (ЛОС) от автотранспорта уменьшился за одиннадцать лет на 16%, а от стационарных объектов – более чем на 21% [2].

Государственный мониторинг атмосферного воздуха осуществляется Федеральной службой по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Росгидромет) на основе данных государственной наблюдательной сети, с учетом данных территориальных систем наблюдений субъектов Российской Федерации и локальных систем наблюдений предприятий, а также получаемых в рамках социально-гигиенического мониторинга данных Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека (Роспотребнадзор) [2]. В 2016 году наблюдения за загрязнением атмосферного воздуха в России проводились в 243 городах, на 678 станциях [2].

Для оценки уровня загрязнения атмосферного воздуха обычно используют следующие характеристики и экосистемные показатели:

- показатели и характеристики динамики изменения уровня загрязнения воздуха (среднегодовые и среднемесячные концентрации, максимальные годовые концентрации, вероятности/частоты наблюдения различных концентраций в течение года, среднеквадратичные отклонения, квантили распределений концентраций, тенденции и т.д.);

- показатели качества атмосферного воздуха (превышение наблюдаемых концентраций над ПДК_{с.с.}, ПДК_{м.р.} или определенными уровнями (в основном над одной, пятью, десятью предельно допустимыми концентрациями); превышение над референтными концентрациями; коэффициенты опасности; уровни загрязнения и т.д.);

- экосистемные показатели и риск (различные комплексные показатели загрязнения, индексы опасности, рефлекторный, хронический и острый риски и т.д.) [2].

ПДК_{м.р.} – это предельно допустимая максимальная разовая концентрация химического вещества в воздухе населенных мест, не вызывающая при вдыхании в течение 20-30 минут рефлекторных реакций в организме человека [39].

ПДК_{с.с.} – это предельно допустимая среднесуточная концентрация химического вещества в воздухе населенных мест, не оказывающая на человека прямого или косвенного вредного воздействия при неопределенно долгом (годы) вдыхании [39].

В таблице 1.4 представлены нормативы безопасных уровней воздействия загрязняющих атмосферный воздух веществ на растения, принятые в постсоветских странах и странах ЕС [30].

Таблица 1.4 – Безопасные уровни загрязнения атмосферного воздуха при негативных воздействиях на растительность, биосферу и деревья, принятые в постсоветских странах

Вещество	ПДК _{био} (мг/м ³) по критерию вредного воздействия					
	Биосфера		Растительность		Деревья	
	ПДК _{с.с.}	ПДК _{м.р.}	ПДК _{с.с.}	ПДК _{м.р.}	ПДК _{с.с.}	ПДК _{м.р.}
Формальдегид	0,003	0,020	--	0,020	0,003	0,020
Диоксид серы	0,015	0,020	--	0,020	0,015	0,300
Диоксид азота	0,020	0,040	0,020	--	0,040	0,040
Пыль	0,050	0,200	0,050	0,200	0,050	0,200
Оксид углерода	1,000	1,000	--	3,000	1,000	3,000

Оценка качества атмосферного воздуха городов России обычно проводится по приоритетным загрязняющим веществам, установленным для каждого города индивидуально (табл. 1.5).

Таблица 1.5 – Данные мониторинга атмосферного воздуха городов по данным регулярных наблюдений Росгидромета за 2015 – 2016 годы

Загрязнитель	Кол-во городов с наблюдениями	Среднегодовое содержание, мкг/м ³	Максимальное содержание, мкг/м ³	Количество городов, где максимально разовое содержание превысило:		
				1ПДК	5ПДК	10ПДК
Твердые вещества	218/221	111/109	905/977	122/49	8/нет данных	2/3
Диоксид серы	228/230	7/6	180/152	12/нет данных	3/нет данных	1/нет данных
Оксид углерода	217/217	1097/1108	7068/6626	97/нет данных	8/нет данных	2/нет данных
Диоксид азота	236/238	32/36	225/274	99/79	0/0	0/0
Оксид азота	159/156	20/22	229/259	24/нет данных	1/нет данных	0/нет данных
Формальдегид	159/158	9/9	81/80	73/нет данных	6/3	3/1
Бенз(а)пирен (нг/м ³)	184/181	1,4/1,2	5,6/4,6	135/42	49/35	27/22

*в числителе – данные, представленные за 2016 год, в знаменателе – за 2015 год.

Как видно из таблицы 1.5, в 2016 году количество городов с наблюдениями за выбросами твердых веществ, диоксида серы и диоксида азота по сравнению с 2015 годом увеличилось, с наблюдениями за выбросами оксида азота и формальдегида – уменьшилось, а оксида углерода – не изменилось. Среднегодовое содержание твердых веществ и диоксида серы в 2016 году уменьшилось по сравнению с 2015 годом, среднегодовое содержание оксида углерода, диоксида и оксида азота – увеличилось, формальдегида – не изменилось. По сравнению с 2015 годом максимальное содержание в 2016 году диоксида серы, оксида углерода и формальдегида уменьшилось, твердых веществ, диоксида и оксида азота – увеличилось.

В соответствии с [3] для оценки качества воздуха используют следующие характеристики:

– КИЗА – комплексный индекс загрязнения атмосферы, учитывающий среднегодовые концентрации приоритетных примесей;

– СИ (стандартный индекс) – наибольшая измеренная разовая концентрация примеси, деленная на ПДК_{м.р.}, определяемая из данных наблюдений на станции за одной примесью или на всех станциях рассматриваемой территории за всеми примесями за месяц или за год;

– НП – наибольшая повторяемость (%) превышения ПДК_{м.р.} по данным наблюдений за одной примесью на всех станциях города за год.

Уровень загрязнения атмосферного воздуха считается повышенным, если КИЗА находится в диапазоне от 5 до 6, СИ < 5, НП < 20%, высоким при КИЗА от 7 до 13, СИ от 5 до 10, НП от 20 до 50% и очень высоким при КИЗА равном или больше 14, СИ > 10 и НП > 50% [2].

В результате многолетних научных исследований и практики проведения наблюдений за состоянием и загрязнением атмосферного воздуха установлено, что уровень загрязнения атмосферы формируется в результате поступления загрязняющих веществ от всех источников, расположенных на рассматриваемой территории и вне ее под влиянием диффузионных процессов в атмосфере на рассеивание и перенос этих веществ на большие расстояния [2]. Обычно любое загрязняющее вещество, которое поступает в атмосферный воздух, обнаруживается в любой части города с разными концентрациями. Данные мониторинга с постов государственной наблюдательной сети Росгидромета характеризуют уровень загрязнения с разделением на отдельные объемы воздуха (то есть по конкретным постам наблюдения в населенном пункте).

По данным Росгидромета [4] с 2007 года по 2016 год число городов со средними концентрациями какой-либо примеси, превышающими ПДК, снизилось на 63 (147 городов), что обусловлено в большей части не снижением фактических концентраций формальдегида, а повышением на основании постановления Главного государственного санитарного врача РФ от 7 апреля 2014 г. №27 значения величины норматива ПДК_{с.с.} формальдегида более чем в 3 раза, по сравнению с прежней (прежняя ПДК_{с.с.} составляла 0,003 мг/м³, нынешняя – 0,01 мг/м³).

Количество городов с высоким и очень высоким уровнем загрязнения атмосферы (по показателю КИЗА) за 10 лет снизилось на 91 город, т.е. на 67%.

Средние за год и средние из максимальных концентраций основных загрязнителей в городах России по данным регулярных наблюдений Росгидромета в 2016 г. представлены в таблице 1.6.

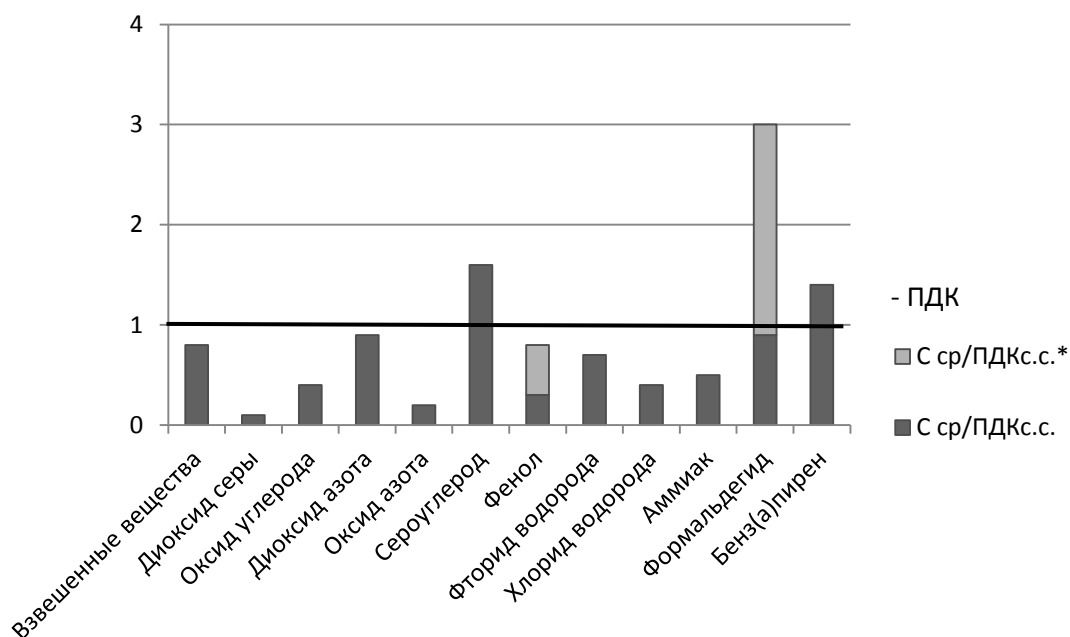
Таблица 1.6 – Средние концентрации примесей в атмосферном воздухе городов России по данным регулярных наблюдений Росгидромета, мкг/м³

Примесь	Число городов		Средние концентрации, мкг/м ³			
			за год		из максимальных	
	2015 г.	2016 г.	2015 г.	2016 г.	2015 г.	2016 г.
Взвешенные вещества	221	218	109	111	977	905
Диоксид азота	238	236	36	32	274	225
Оксид азота	156	159	22	20	259	229
Диоксид серы	230	228	6	7	152	180
Оксид углерода	217	217	1108	1097	6626	7068
Бенз(а)пирен, нг/м ³	181	184	1,2	1,4	4,6	5,6
Формальдегид	158	159	9	9	80	81

Как видно из вышеприведенного материала, по мере получения дополнительной информации относительно токсичности загрязняющих веществ (степени их токсичности), возможно пересмотрение значений их нормативов, однако это происходит не так уж часто. Так, например, в России кроме изменения нормативного значения формальдегида в 2014 году на основании постановления Главного государственного санитарного врача РФ от 7 апреля 2014 г. № 27, в 2018 году на основании постановления Главного государственного санитарного врача РФ от 22 декабря 2017 №165 произошло изменение ряда нормативов загрязняющих веществ в атмосферном воздухе городских и сельских поселений. Так, гигиеническими нормативами установлены предельно допустимые концентрации для 643 загрязняющих веществ с указанием ПДК_{м.р.}, ПДК_{с.с.} и класса опасности для

каждого вещества (ранее аналогичный перечень включал 611 веществ), а также обновился перечень загрязняющих веществ, выброс которых в атмосферный воздух запрещен, включающий 48 веществ (ранее – 45 загрязняющих веществ).

На рисунке 1.1 представлены фактические среднегодовые концентрации загрязнителей атмосферы городов России в долях ПДК_{с.с.}



ПДК_{с.с.}* – ПДК_{с.с.} до официальной корректировки его значений в 2014 году

Рисунок 1.1 – Гистограмма значений фактических концентраций загрязнителей атмосферы городов России, представленных в долях ПДК_{с.с.} (2016 г.)

Как видно из рисунка, средняя концентрация сероуглерода в 2016 году по городам России в целом составила 1,6 ПДК, бенз(а)пирена – 1,4 ПДК, концентрации других веществ не превышали ПДК, формальдегида – 0,9 ПДК_{с.с.} (в пересчете на прежний норматив – 3,0 ПДК_{с.с.}), фенола – 0,3 ПДК_{с.с.} (в пересчете на прежний норматив – 0,7 ПДК_{с.с.}).

Таким образом, в целом реальных изменений уровня загрязнения атмосферного воздуха фенолом и формальдегидом не произошло.

На рисунке 1.2 представлены фактические средние из максимальных концентраций загрязнителей атмосферы городов России в долях ПДК_{м.р.} в 2016 году.

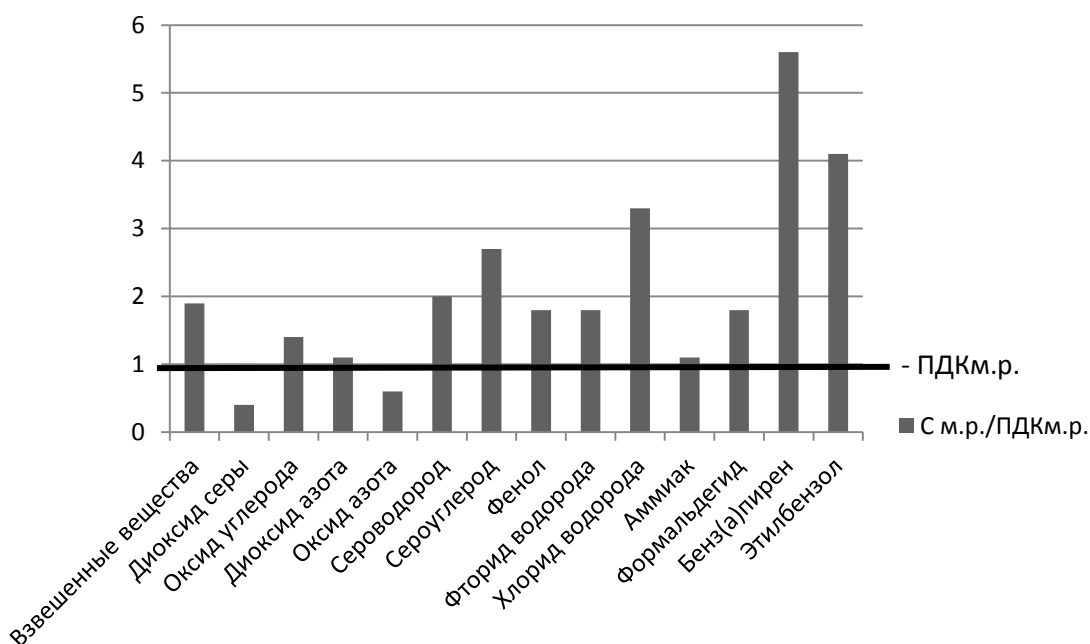


Рисунок 1.2 – Гистограмма значений фактических концентраций загрязнителей атмосферы городов России, представленных в долях ПДК_{м.р.} (2016 г.)

Из рисунка 1.2 видно, что средние из максимальных концентраций для взвешенных веществ, оксида углерода, диоксида азота, фенола, фторида водорода, аммиака и формальдегида составили 1,1-1,8 ПДК, сероводорода, сероуглерода и хлорида водорода – 2-3,3 ПДК, этилбензола – 4,1 ПДК, бенз(а)пирена – в 5,6 ПДК.

По данным Росгидромета с 2012 по 2016 годы количество городов со среднегодовыми концентрациями твердых веществ, превышающими ПДК, уменьшилось на 26 (147 городов, или 60% городов России, где проводятся наблюдения), диоксида азота – на 36, бенз(а)пирена – на 111. Количество городов с максимальными разовыми концентрациями взвешенных веществ, превышающими 10 ПДК, за пять лет не изменилось, диоксида азота – уменьшилось на 1, бенз(а)пирена – увеличилось на 9. Всего за 2016 год

отмечено 166 случаев превышения 10 ПДК фактическими концентрациями различных загрязняющих веществ.

В 2016 году степень загрязнения атмосферного воздуха оценивалась как низкая в 58% городов; как высокая и очень высокая – в 21% городов (44 города, в которых проживает 15% городского населения России), из них более половины городов расположены в Сибирском федеральном округе, по 3 города в Свердловской области и Хабаровском крае, 5 городов в Красноярском крае и 8 – в Иркутской области.

В России в 2016 г. в приоритетный список городов с наибольшим уровнем загрязнения вошло 20 городов, общее число населения в которых составляет 4,1 млн человек. В этот список включены города, для которых КИЗА равен или выше 14. В приоритетном списке в 2016 году остались все города из приоритетного списка 2015 года, в том числе и город Норильск, выбросы диоксида серы в котором за 2016 год составили 1,76 млн. тонн [2]. Уровень загрязнения атмосферы в Норильске очень высокий, что подтверждено данными наблюдений за химическим составом осадков. Так, в 2016 году, как и в предыдущие годы, в Норильске зарегистрированы самые загрязненные сульфатами (62% от суммарного состава ионов осадков) атмосферные осадки в России, причем влажные выпадения серы (9,0 т/км кв. год) превысили критическое значение нагрузки в 4,5 раза, что является наибольшим значением среди загрязненных населенных пунктов России [2].

Очень высокий уровень загрязнения атмосферы всех городов приоритетного списка в 2016 году, кроме Норильска, определяют концентрации бенз(а)пирена. Наибольшие средние за месяц его концентрации достигали значений более 30 ПДК в Братске, Зиме, Красноярске, Лесосибирске, Магнитогорске, Минусинске, Петровске-Забайкальском и Чите [2]. Кроме того, были отмечены сверхнормативные среднегодовые концентрации взвешенных веществ в 10 городах, формальдегида – в 7, диоксида азота – в 4 и приземного озона – в 3 городах.

В 2016 г. в приоритетный список городов вошли: по 7 городов с предприятиями машиностроения и топливно-энергетического комплекса, 6 городов с предприятиями черной и цветной металлургии, 4 города с предприятиями лесной и деревообрабатывающей промышленности, по 3 города с предприятиями угольной и химической промышленности.

В большинстве городов Уральского, Сибирского и Дальневосточного федеральных округов средние концентрации загрязняющих веществ превышают ПДК. В Ленинградской, Московской и Оренбургской областях, в Пермском, Приморском и Хабаровском краях, в Ханты-Мансийском автономном округе имеется по 4 таких города, в Свердловской области (и Екатеринбург) – 5 городов, в Красноярском крае и Сахалинской области – 6, в Ростовской области – 7, в Иркутской области – 14 [2].

В городах 22-х субъектов Российской Федерации максимальная концентрация какой-либо примеси превышала 10 ПДК. В Республике Бурятия, в Забайкальском крае, в Кемеровской, Сахалинской и Челябинской областях имеется по 2 таких города, в Красноярском крае – 5, в Иркутской области – 8 городов [2].

1.2. Методы анализа и оценки рисков и возможности их использования при оценке загрязнения атмосферного воздуха городов

Загрязнение атмосферного воздуха является одним из основных факторов негативного влияния на здоровье и жизнь населения, связанных с качеством окружающей среды. В связи с этим все большую актуальность приобретает оценка риска, связанного с загрязнением атмосферы и оценкой негативного воздействия соответствующих загрязнителей на население и другие объекты воздействия (животных, растения, деревья и биосферу в целом).

Под риском понимают вероятность реализации потенциальной опасности, которая вызвана деятельностью человека, приводящей к возникновению негативных последствий и воздействием внешних факторов. Риск в количественном плане характеризуется условной вероятностью нанесения вреда человеку или биосистеме и вероятностью наступления неблагоприятных событий.

Целью анализа риска является выбор оптимальных путей устранения или снижения риска в данной конкретной ситуации [5]. Анализ риска состоит из трех этапов: оценка риска, управление риском и информирование о риске.

Оценка риска, как правило, осуществляется в четыре этапа:

- идентификация опасности (выявление потенциально вредных факторов, оценка связи между изучаемым фактором и нарушениями состояния здоровья человека, составление перечня приоритетных химических веществ и т.д.);

- оценка зависимости «доза – ответ» (выявление количественных связей между показателями состояния здоровья и уровнями экспозиции);

- оценка экспозиции (определение доз и концентраций, воздействовавших в прошлом, установление уровней экспозиции для популяции в целом и ее отдельных подгрупп, включая сверхчувствительные группы и т.д.);

- характеристика риска (анализ всех полученных данных, расчет рисков, сравнение рисков с допустимыми (приемлемыми) уровнями, ранжирование рисков по степени их значимости, установление рисков, которые должны быть предотвращены или снижены до приемлемого уровня и т.д.) [5].

В некоторых случаях, например при скрининговой оценке, которая осуществляется для предварительной характеристики возможных уровней и источников рисков, исследования могут ограничиться одним или несколькими этапами.

В настоящее время в качестве главного механизма разработки и принятия управленческих решений на уровне отдельного производства, региональном, государственном и международном уровнях практически во всех странах мира и международных организациях рассматривается концепция оценки риска.

Социально-гигиенический мониторинг как государственная система наблюдения, анализа, оценки и прогноза состояния здоровья населения и среды обитания человека, а также определения причинно-следственных связей между состоянием здоровья и воздействующими факторами является средством управления рисками и системой, предоставляющей сведения о реальных концентрациях химических веществ в объектах среды обитания человека, факторах экспозиции и др. [5]. В этом отношении методологию оценки риска можно рассматривать как один из основных элементов социально-гигиенического мониторинга.

Обычно для оценки риска загрязнения атмосферы в качестве количественной меры риска принимается вероятность реализации потенциальной опасности [6]:

$$R = \sum_{i=1}^n W_i(C) \cdot P_i(C), \quad (1.1)$$

где $W_i(C)$ – условная вероятность нанесения вреда человеку при поглощении концентрации (дозы) величиной C i -го опасного ингредиента (отражает связь вида «доза-эффект»); $P_i(C)$ – вероятность поглощения концентрации величиной C при наступлении неблагоприятных событий, связанных с загрязнением атмосферы i -тым опасным ингредиентом; n – число возможных опасных ингредиентов в атмосферном воздухе; R – количественная мера риска.

В основу стратегии управления безопасностью жизнедеятельности в настоящее время положена концепция приемлемого риска (уровня развития неблагоприятного эффекта, не требующего принятия дополнительных мер по его снижению), построенная на недостижимости абсолютной безопасности (невозможности реализовать концепцию нулевого риска) [6]. Таким образом, стратегия может быть основана на выборе от минимального до максимально допустимого уровня риска.

На сегодняшний день существует несколько распространенных подходов к оценке рисков и его границ. Так, при оценке рисков, связанных с воздействием химических соединений значение 10^{-6} рассматривается как пренебрежимо малая величина пожизненного индивидуального риска для населения, а условная верхняя граница по рекомендациям ВОЗ и ЕРА – 10^{-4} . Значения допустимых концентраций большинства химических канцерогенных веществ для человека находится именно на уровне условной верхней границы или на более низком уровне. Для рабочих зон в качестве границы установлено значение 10^{-3} , а ее превышение приводит к появлению неприемлемого риска. Индивидуальный риск, равный или более 10^{-3} , неприемлем ни для населения, ни для профессиональных групп.

При установлении значений минимального риска на уровне региона одновременно учитываются как канцерогенные, так и общетоксические эффекты действия конкретных химических веществ и, в качестве итоговой, выбирается наименьшая величина [7].

Управление риском направлено на обоснование наилучших в данной ситуации решений по устранению или минимизации риска [5].

Управление риском состоит из четырех этапов:

- сравнительная оценка и ранжирование рисков;
- определение уровней приемлемости риска;
- выбор стратегии снижения и контроля риска;
- принятие управленческих решений.

С целью снижения уровней риска может использоваться также уменьшение числа и мощности источников опасности, снижение вероятности воздействий; снижение выраженности вредных эффектов и т.д.

В задачи управления риском входит также выбор стратегии динамического (периодического или постоянного) мониторинга экспозиций и рисков, что является эффективным способом проведения социально-гигиенического мониторинга (выбор точек контроля, контролируемых химических веществ, установления достаточной периодичности отбора проб и др.). Данные виды мониторинга выполняют следующие функции: контрольную (сравнение с предельно допустимыми или приемлемыми уровнями), сигнальную (быстрое реагирование на возникновение опасной ситуации), прогностическую (возможность предсказания уровней экспозиций и рисков на основе анализа существующих тенденций), инструментальную (как средство для распознавания и классификации наблюдаемых явлений) [5].

Для мониторинга экспозиций и рисков могут использоваться не только измерения концентраций химических веществ, определяющих риски для здоровья населения на данной территории, но и прямые или косвенные индикаторы качества среды обитания человека. Применение индикаторов допустимо в случае предварительной углубленной оценки рисков на данной территории [5].

Оценка риска для здоровья, которая выполняется в рамках системы государственного мониторинга, позволяет оценить стоимость затрат на здравоохранение, которые связаны с ущербом от воздействия конкретного вредного фактора, выполнить прогноз затрат на здравоохранение, связанных с воздействием вредных факторов, обосновать иск граждан на материальную компенсацию ущерба для здоровья и т.д.

Информирование о риске представляет собой процесс распространения результатов определения степени риска для здоровья человека и решений по его контролю среди заинтересованной части населения (например, среди

врачей, научных сотрудников, политиков, лиц, принимающих управленческие решения, населения и общества в целом) [5].

Самые сложные этапы оценки риска связаны с определением количественных показателей воздействий на основе оценки зависимости «доза-эффект» и характеристикой риска для конкретных объектов и территорий [7, 8, 9, 10, 11].

Оценка зависимости «доза-эффект» представляет собой процесс обобщения количественной токсикологической информации и установление связи между воздействующей концентрацией загрязняющего вещества и случаями (вероятностями) вредных эффектов в экспонируемой популяции. Изучение зависимости «доза-эффект» служит основой для установления показателей токсичности (например, *ПДК*, порогов воздействия, референтных концентраций, уровней воздействия *NOAEL* или *LOAEL* и т.д.), используемых в дальнейшем при характеристике риска развития вредных эффектов [7, 8, 9, 10, 11, 12, 13].

1.3. Анализ существующих моделей, применяемых при оценке и прогнозировании загрязнения атмосферного воздуха

Для оценки рисков и прогнозирования загрязнения атмосферного воздуха чаще всего используются математические модели.

Количество и характер моделей определяются требованиями к точности моделирования и стоящими перед экологическими службами задачами. Разнообразие требований к характеру оценок загрязнения и высокая специфичность распространения выбросов примесей при различных метеоусловиях приводят к необходимости использования перечисленных ниже моделей [14].

1. Штатные модели служб ГО. Стандартная методика основана на эмпирических моделях и позволяет определить максимально возможную зону поражения при выбросах ядовитых веществ. Модель указывает не реальное положение облака выбросов в тот или иной момент времени, а обозначает границы, в пределах которых концентрация ядовитых веществ может достичь опасных для здоровья человека значений при неблагоприятных метеоусловиях [14]. Модель проста и быстро работает.

2. Стандартные модели загрязнения атмосферы стационарными источниками, основанные на модели ОНД-86, могут быть использованы для анализа квазистационарных процессов, когда характерные времена выбросов токсичных веществ превышают характерные времена перемещения воздушных масс в экспертируемой области пространства (например, случаи пожаров или утечек на продуктопроводах) [14]. Модель эмпирическая и позволяет рассчитать установившееся распределение концентраций токсиканта при заданном ветре и максимально неблагоприятном с точки зрения рассеяния примесей состоянии атмосферы [14].

3. Модели МАГАТЭ (международное агентство по атомной энергетике) для расчетов загрязнений атмосферы, создаваемых стационарными источниками примесей – наиболее полные из существующих в настоящее время эмпирических моделей. Характер их детализации позволяет учитывать особенности местных метеорологических условий и производить расчеты распределений концентрации примесей при текущих метеоусловиях [14]. Модели требуют значительных работ по привязке к местным условиям. Время вычислений по моделям 2 и 3 практически одинаково.

4. Простейшие нестационарные модели для расчета распространения облака загрязняющих веществ, предназначенные для экстресс-прогноза строятся на основе методик и моделей МАГАТЭ и позволяют рассчитать траекторию и время движения облака выбросов до потери токсичности или в интересующей области при текущих метеоусловиях [14].

5. Нестационарные модели загрязнения, учитывающие неоднородность подстилающей поверхности. Квазитрехмерные модели, основанные на использовании полуэмпирических моделей МАГАТЭ с решением уравнения переноса – диффузии примесей в приземном слое, для повышения скорости и точности вычислений используются высокоэффективные численные методы и учитывается специфика решаемой задачи [14]. Используются в случаях, когда необходимо учесть неоднородность подстилающей поверхности, а вычислительные ресурсы и/или недостаток информации не позволяют использовать модели 6.

6. Наиболее полные и совершенные нестационарные модели распространения загрязняющих веществ в атмосфере, в которые включены расчеты мезометеорологических характеристик атмосферы с учетом рельефа местности, основаны на решении задач мезометеорологического прогноза и решении трехмерного уравнения переноса диффузии примеси и требуют значительных вычислительных ресурсов и подробного задания больших объемов входной информации [14]. Использование моделей этого класса оправдано, когда от результатов экспертизы зависят жизнь и судьбы людей, а специфика метеоусловий и орография местности таковы, что перечисленные выше модели неприменимы (случаи крупных аварий, имевших тяжелые последствия, или экспертиза проектов с прогнозом возможных событий, чреватых такими последствиями) [14].

7. Модели, которые позволяют прогнозировать загрязнение при штилевых условиях разных типов. Поскольку в штилевых условиях и во время ветра характеристики распространения и диффузии загрязняющих веществ различаются, для их описания требуются разные модели. Характер распространения загрязнения во время штиля существенно зависит от состояния атмосферы, рельефа местности и начальных условий [14].

8. Блок моделей, которые позволяют учитывать процессы химической трансформации примесей (в случае необходимости подключают к моделям 4–7), используется в тех случаях, когда для анализа события существенным

является учет химических реакций, протекающих в облаке выбросов, например, в случаях возможности значительного повышения или уменьшения токсичности [14]. Подключение блока может в несколько раз замедлить время работы расчетной модели.

9. Специальные модели для районирования территорий по вероятности аварий и по степени угрозы промышленным объектам и населению, строящиеся на основе среднестатистических моделей с использованием информации о розе ветров данной местности [14]. При построении моделей этого класса необходимо учитывать реакцию объекта, подвергающегося воздействию облака выбросов, которая зависит от свойств объекта (человек, промышленное предприятие и др.), типа и концентрации токсичного вещества и продолжительности его воздействия. Модели для оценки загрязнения территории или объектов строятся на основе моделей 1–8. Выбор модели определяется характером необходимой оценки. Например, для оценки влияния на здоровье населения в случае выброса ядовитых газов можно использовать модель 1, в случае безвредных примесей вообще не требуется расчетов, а промежуточные случаи как всегда сложны для моделирования [14].

10. Комплекс синоптико-статистических моделей и автоматизированного прогнозирования неблагоприятных метеорологических условий (НМУ) предназначен для оценки и прогнозирования уровней загрязнения атмосферного воздуха, а также принятия решения по атмосфероохранной деятельности как в краткосрочном, так и в долгосрочном аспектах [14]. Для получения методик с высоким качеством прогнозирования необходимы исследования по диагностике погодных процессов синоптического масштаба, приводящих к реализации НМУ, и на основе этих исследований создание классификации синоптических процессов. Разработка расчетных моделей базируется на многомерном статистическом аппарате. Построение прогностических зависимостей основано на теории решения некорректных задач, что позволяет получать устойчивые решения при наличии

коррелированности параметров, описывающих синоптическую ситуацию [14]. Прогностическая система включает в себя: прием и обработку метеорологической информации из каналов связи, контроль и корректировку данных, архивирование и собственно прогноз [14].

В настоящее время существует множество моделей самых различных типов, которые, согласно источнику [15], можно разделить на три группы: аналитико-эмпирические, численные и статистические.

В основе большинства аналитико-эмпирических моделей лежит общее уравнение диффузии (1.2):

$$\frac{\partial c}{\partial \tau} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} = k_{T,x} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + k_{T,y} \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + k_{T,z} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + Q(\tau, x, y, z) - ac, \quad (1.2)$$

где c – концентрация; τ – время; x, y, z – координаты; u, v – профили скорости ветра по горизонтальным координатам x, y как функция высоты z ; w – скорость оседания ($w < 0$) или всплывания ($w > 0$) примеси; $k_{T,x}, k_{T,y}, k_{T,z}$ – горизонтальные (вдоль x и y) и вертикальный (вдоль z) коэффициенты турбулентной диффузии; a – константа, обуславливающая разложение примеси вследствие процессов фотосинтеза, химических реакций и т.п.; $Q(\tau, x, y, z)$ – функция источника примеси [15].

На соотношении (1.2) основано огромное количество моделей, среди которых наиболее популярные – модели Берлянда и Гиффорда.

К эмпирическим моделям относят модели 1–4, а также модели Паскуилла и Гиффорда, модели Института экспериментальной метеорологии, модель Главной геофизической обсерватории (ГГО), большинство моделей, утвержденных в разных странах на государственном уровне для практического использования [14].

Главное отличие полуэмпирических моделей от эмпирических заключается в том, что в полуэмпирических моделях эмпирика дополнена развитым математическим аппаратом. Это позволяет анализировать сложные ситуации, которые значительно отличаются от исходных экспериментов, и объединять результаты разнородных экспериментов (например метеорологических и диффузионных). Общим недостатком является преимущественно исследовательская направленность. Пример – модель, созданная в Институте экспериментальной метеорологии.

Основой численных моделей является приближенное решение общего уравнения диффузии (1.2) с использованием численных методов, при этом предполагается задание ряда допущений, накладывающих меньшее число ограничений по сравнению с аналитико-эмпирическими моделями [15]. При этом постановка задачи моделирования становится существенно более общей, однако сложность решения возрастает. Разнообразие численных моделей расчета концентрации примеси достаточно велико и определяется в основном различием подходов, которые используются при задании коэффициентов $k_{T,x}$, $k_{T,y}$, $k_{T,z}$, a . Наиболее известными моделями являются модели Лагранжа и Эйлера [15].

В основе статистических моделей лежат решения дифференциального уравнения (1.2), полученные по подобию известных аналитико-эмпирических решений, причем коэффициенты определяют либо эмпирическим путем, анализируя большие объемы исходных данных, либо используют известные теории (Тейлора, Гаусса и др.) [15]. Наиболее известной моделью, использующей указанный подход, является модель факела «Лагранжа – Гаусса». Существенный недостаток таких моделей – зависимость от рельефных, промышленных, климатических особенностей конкретной местности, что не позволяет применить разработанную модель даже на соседних территориях [14].

По разнообразию учитываемых процессов все существующие модели подразделяются на эмпирические модели; модели, учитывающие законы

движения воздуха и диффузии; модели распространения, дополненные учетом специальных; модели, учитывающие химические превращения веществ в процессе распространения, в частности модели фотохимического смога; специфические модели воздушных течений вблизи места аварии (в отличие от моделей распространения примеси) [14].

Этот вид классификации связан с типом используемого математического аппарата, который связан с предыдущими двумя признаками. Эмпирические модели используют явные формулы, которые при реализации на ЭВМ не вызывают никаких затруднений, трудоемким является только ввод и вывод информации; полуэмпирические модели содержат уже процедуры численного решения дифференциальных уравнений в частных производных; теоретические модели довольно разнообразны по аппарату: от теории подобия и чисто аналитических выкладок до численного решения уравнений мезометеорологии с диффузией и трансформацией примесей как разностными методами, так и методом Монте–Карло [14].

При оценке риска канцерогенного действия предполагают, что опасное воздействие не имеет порога действия, а при оценке неканцерогенных эффектов предполагают наличие порога вредного действия, ниже которого вредные эффекты не развиваются [7]. В 1970 – 1980 годах были разработаны методические указания по установлению предельно допустимых концентраций веществ в различных объектах, в которых приведены критерии установления пороговых концентраций, а также эти критерии описаны в современных руководствах по оценке риска. С порогом действия обычно связан уровень безопасного хронического воздействия, то есть поступление химических веществ в организм человека в течение жизни, которое скорее всего не вызовет негативных изменений состояния здоровья, включая отдельные последствия и влияние на потомство. Существует большое число уровней безопасного воздействия, которые используются в мировой практике: референтные концентрации (*RfC*), предельно допустимые концентрации (*ПДК*), уровни минимального риска (*MRL*) и т.д. Методики

определения этих показателей в значительной степени отличаются друг от друга, однако эти показатели являются основными при оценке зависимости «доза-эффект».

При проведении оценок риска условная вероятность нанесения вреда человеку или другому живому организму обычно представляется в виде количественной зависимости «доза-эффект» [7, 10, 16, 17, 18]. Существуют различные виды этих зависимостей.

Беспороговые загрязнители, у которых связь (линейная или нелинейная) между дозой и ее воздействием наблюдается при любых дозах, вплоть до ничтожно малых, характеризуются первым видом зависимости [$W(C) = \varphi(D)$]. К таким загрязняющим веществам относятся канцерогены. Пороговые загрязнители, действие которых вызывает неблагоприятные последствия, исключительно когда величина концентрации превысит установленное пороговое значение, характеризуются зависимостью второго вида [$W(C) = f(C)$]. Пороговыми загрязняющими веществами являются неканцерогены.

Функция $W(C)$ обычно зависит от концентрации и времени воздействия. Доза D определяется произведением концентрации вещества C , скорости его поступления в организм ν и полным временем поступления T [7, 16, 17, 19, 20]:

$$D = C \cdot \nu \cdot T. \quad (1.3)$$

Если говорится о времени поступления, которое охватывает всю жизнь человека, то в качестве величины T обычно принимают 70 лет [28, 31, 32, 36, 60, 68].

Существует несколько видов математических моделей для описания связи эффекта воздействия с концентрацией [7, 9, 10, 12, 16, 17].

В европейских странах и США для количественной оценки риска загрязнения атмосферного воздуха при воздействии единичных ингредиентов в качестве функции $W(C)$ используется экспоненциальная функция вида [20]:

$$W(C) = 1 - \exp(-UR \cdot C), \quad (1.4)$$

где UR – единица риска, определяемая как фактор эффекта воздействия в зависимости от значения действующей концентрации C .

В основе линейно-квадратичной модели оценки риска лежит следующий вид связи между концентрацией загрязнителя и эффектом воздействия на организм [17]:

$$W(C) = a \cdot C + b \cdot C^2. \quad (1.5)$$

В основу модели оценки воздействия, основанной на распределении Вейбулла, положено следующее распределение [17, 21]:

$$W(C) = 1 - \exp(-a \cdot C^b), \quad (1.6)$$

где a и b – положительные коэффициенты.

При оценке рисков редких событий (сильных химических воздействий, аварий, смертельного травматизма и т.д.) зачастую применяют гамма-распределение [23]. Функция плотности гамма-распределения имеет вид:

$$W'(C) = \frac{\beta^a}{\Gamma(a)} \cdot C^{a-1} \cdot e^{-\beta \cdot C}, \quad (1.7)$$

где $\Gamma(a)$ - гамма-функция, $\Gamma(a) = \int_0^{+\infty} t^{a-1} e^{-t} dt$; a и β - параметры гамма-распределения.

Иногда беспороговые модели (1.4) – (1.7) преобразуют в пороговые, при помощи функции Хевисайда $W(C) = f(C) \cdot \delta(C - C_p)$, где C_p - пороговая концентрация [12].

Для большинства опасностей (поражающих факторов взрывов, пожаров, химических и радиационных поражений, тепловых воздействий и т.д.) при оценке вероятности нанесения вреда зачастую используется функция Гаусса вида [12, 13, 19, 20, 21, 24]:

$$W(Prob) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{Prob} \exp\left(-\frac{t^2}{2}\right) dt, \quad (1.8)$$

где Prob – пробит-функция, обычно линейно зависящая от логарифма концентрации C .

Верхний предел интегрирования в этой функции является так называемой пробит-функцией ($Prob$), которая отражает связь между поглощенной (воздействовавшей) дозой (фактором) и вероятностью поражения. Для её вычисления используют следующую логарифмическую зависимость [7, 19, 22]:

$$Prob = \alpha_* + \beta_* \cdot \ln D = \alpha_* + \beta_* \cdot \ln(C^n \cdot T), \quad (1.9)$$

где α_* и β_* – константы, которые характеризуют специфику и меру опасности воздействия; n – параметр зависимости «концентрация-время», определенный для каждого вещества. Отсюда видно, что доза D , которую

поглощает человек при воздействии вредных веществ, эмпирически определяется как $D = C^n \cdot T$ [7, 19].

В [16] приведены параметры зависимости (1.9) для некоторых опасных химических веществ, которые включены в приоритетный список загрязнителей атмосферного воздуха.

Обычно функцию (1.9), характеризующую общепринятую методику обработки данных при острых и подострых воздействиях, полученных опытным путем, применяют для расчета возможных летальных исходов среди населения.

При загрязнении атмосферы, в зависимости от степени воздействия, функция «доза-эффект» может быть представлена в виде уравнения (1.8), в котором пробит-функция (Prob) определяется в зависимости от класса опасности загрязняющего вещества по одному из четырех уравнений ((1.10) – (1.13)):

$$1 \text{ класс: } \text{Prob} = - 9,15 + 11,66 \cdot \lg (C/\text{ПДКм.р.}); \quad (1.10)$$

$$2 \text{ класс: } \text{Prob} = - 5,51 + 7,49 \cdot \lg (C/\text{ПДКм.р.}); \quad (1.11)$$

$$3 \text{ класс: } \text{Prob} = - 2,35 + 3,73 \cdot \lg (C/\text{ПДКм.р.}); \quad (1.11)$$

$$4 \text{ класс: } \text{Prob} = - 1,41 + 2,33 \cdot \lg (C/\text{ПДКм.р.}). \quad (1.13)$$

При загрязнении атмосферы пробиты (Prob) и вероятность (Risk), в случае, если изучается воздействие среднесуточной концентрации C (при этом среднесуточный риск является функцией времени и $P_i(C) = 1$ для конкретных суток), связаны табличным интегралом (1.14):

$$\text{Risk} = \left(\frac{1}{\sqrt{2\pi}} \right) \int_{-\infty}^{\text{Prob}} e^{-t/2} dt. \quad (1.14)$$

На практике наблюдаются определенные различия в классификации уровней риска, например, имеются четыре категории уровней риска (см. таблицу 1.7).

Таблица 1.7 – Оценка уровней риска

Категория	Оценка уровней	Риск
1	безопасный	$<10^{-4}$
2	приемлемый	10^{-4}
3	опасный	10^{-3}
4	особоопасный	$>10^{-3}$

Оценивая экологические риски по всей территории, определяется риск проживания в выбранном регионе, обусловленный возможными авариями на объектах повышенной опасности или загрязнением окружающей среды.

В основе модели оценки риска возникновения хронических эффектов в [12, 13, 20] лежит беспороговая модель оценки воздействия на живые организмы, в которой норматив (ПДК) рассматривается как некий связанный с приемлемым риском компромисс, когда для большинства людей отсутствует видимая или скрытая опасность для здоровья:

$$W(C) = 1 - \exp(\ln(0,84) \cdot (C / ПДК_{с.с.})^b / K_3), \quad (1.15)$$

где C – средняя воздействующая концентрация за оцениваемый период, b и K_3 – значения коэффициентов, зависящих от класса опасности вещества. Уравнение (1.15) дает завышенные риски для области концентраций больше $ПДК_{с.с.}$, но меньше порога хронического действия, и определено с учетом данных о пороге хронического действия для вредных веществ различных классов опасности [25].

Последующее развитие методов вероятностной оценки зависимостей «доза-эффект» привело к созданию метода категорической регрессии (Categorical regression – CatReg), который позволяет связать между собой дозу, вероятность эффекта, продолжительность экспозиции и тяжесть

оцениваемого эффекта [26]. При использовании данного метода можно выделить категории эффектов, как: 0 – отсутствие эффекта (*NOAEL*), 1 – слабый эффект (*LOAEL*), 2 – умеренный вредный эффект (*AEL*), 3 – выраженный эффект (*FEL*).

В общем виде модель CatReg описывается уравнением [26]:

$$\ln(p/(1-p)) = a + b_1 \cdot \ln(C) + b_2 \cdot T, \quad (1.16)$$

где p – вероятность принадлежности эффекта к категории *AEL* или *FEL*; a – параметр уравнения; b_1, b_2 – эмпирические факторы наклона.

Кроме всего прочего, существуют многостадийные модели, которые используются при расчете сложных воздействий для оценки риска процессов, имеющих несколько стадий развития. Достаточно сложно говорить об их практическом применении, так как общие формулы, которые вытекают из многостадийных моделей, сложны и включают в себя большое количество параметров. Однако, если необходимо, многостадийные модели применяют в виде простых полиномов, в которых для разных областей воздействий применяется свое количественное уравнение [7].

В практике анализа уровня загрязнения атмосферы отдельными химически опасными веществами используют рассмотренные модели и методы оценки риска воздействий. При комбинированном воздействии химических соединений со слабыми воздействиями используют принцип аддитивности [10], при больших значениях применяют метод, который основывается на умножении вероятностей отсутствия риска здоровью [10, 21].

1.4. Обобщение основных закономерностей опасных процессов, связанных с воздействием вредных факторов на человека

В течение жизни человек подвергается разным воздействиям (негативное, нейтральное). В данной работе рассматривается негативное воздействие, приводящее к риску нарушения здоровья и другим негативным последствиям, связанным с воздействием химических веществ, загрязняющих атмосферный воздух. В качестве воздействия могут выступать различные факторы, такие как излучение, шум, вибрация, концентрация воздействующих веществ, стрессы и т.д. В диссертационной работе наибольшее внимание уделено концентрациям загрязняющих веществ и анализу их воздействия на человека. Данной проблеме посвящен ряд работ [6, 27]. Так как существует много форм опасностей, различными способами проявляющих свою разрушительную силу, общепринятый аналитический подход к оценке действия вредных веществ на население отсутствует, что является одним из важнейших затруднений в обсуждении проблемы опасности и риска. Это отмечалось еще в работе В. Маршала [27].

За последние двадцать лет в общей методологии теории безопасности были разработаны общепринятые положения при анализе опасности и риска.

1. Риск (R) связан с опасностью (I). Опасность в свою очередь можно измерить или количественно определить подходящим образом [6, 27]:

$$R = R(I). \quad (1.17)$$

2. Ряд опасностей обладают свойством аддитивности:

$$I = \beta_1 \cdot I_1 + \beta_2 \cdot I_2, \quad (1.18)$$

$$I = \sum_{i=1}^m \beta_i \cdot I_i, \quad (1.19)$$

где I_i – количественный показатель i – той опасности.

Однако, не совсем ясно, какую величину нужно принимать в качестве количественного показателя I_i . Данный вопрос теоретически малоизучен, так как при сложении опасностей, входящих в один класс, применяются пробит-функции, логарифмы концентрации, логарифмы коэффициентов опасности, коэффициенты опасности (HQ) и др.

3. Для определения уровня химической опасности используют пороговый принцип с применением разных порогов действий. Риск развития неканцерогенных эффектов характеризуют, основываясь на расчете коэффициента опасности:

$$HQ = AD / RfD , \quad (1.20)$$

$$HQ = AC / RfC , \quad (1.21)$$

где AD – средняя доза, мг/кг; AC – средняя концентрация, мг/м³.

Для острых, подострых и хронических воздействий коэффициенты опасности рассчитывают отдельно.

При применении концепции $ПДК$ пороговый принцип используется аналогично, а уровень загрязнения является аналогом коэффициента опасности:

$$q_i = C_i / ПДК_i . \quad (1.22)$$

4. Ввиду положений 2 и 3 можно использовать разные аддитивные индексы при измерении кумулятивных опасностей. Например, при комбинированном и комплексном действии примесей риск развития вредных эффектов характеризуют на основе расчетов индекса опасности, а в случае применения концепции $ПДК$ – на основе расчетов комплексного показателя загрязнения.

5. Общепринятым положением является сложение рисков при малых значениях:

$$R = \sum_{i=1}^m R(I_i), \quad (1.23)$$

и умножение вероятностей отсутствия риска – при больших значениях [12, 13]:

$$R = 1 - \prod_{i=1}^m (1 - R(I_i)). \quad (1.24)$$

В данном случае рисками называют вероятности совместных и независимых опасных событий.

Кроме всего прочего считают, что для опасностей, которые составляют один класс, функции рисков $R(I_i)$ качественно одинаковы.

Оценка комбинированного действия химических опасностей является теоретически слабо обоснованным вопросом, так как методы расчета суммарных рисков ниже безопасных границ (для областей $0,01 - 0,02 < R_i < 0,05 - 0,1$), а также при отличающихся более чем в 10 раз уровнях воздействия для различных опасных загрязнителей, практически отсутствуют.

В настоящее время в методологии оценки риска нанесения вреда здоровью людей логарифмически-нормальное распределение вида (1.8) широко применяют при воздействии загрязняющих веществ в зоне острых и подострых воздействий, а в зоне слабых воздействий экспериментальные данные обладают малой достоверностью и велика связанная с оценкой риска неопределенность, поэтому зависимости вида (1.8) – (1.9) или вида (1.4) – (1.7) применяются областью экстраполяции априори. Исходя из того, что основная зона воздействия на население загрязнениями атмосферы – это зона

слабых воздействий, обоснование методов оценки риска для этих зон является актуальным.

Одной из важнейших закономерностей техносферы в области риска и опасности является то, что вероятность возникновения любой опасности и нанесения вреда резко уменьшается (стремится к нулю) при росте уровня воздействия этой опасности. Этот эмпирически установленный факт описывают *S*-образными функциями.

Также, кроме перечисленных ранее распределений, для оценки вероятности появления опасных событий применяют и другие виды. Например, при оценке канцерогенных рисков используют экспоненциальное распределение, при исследовании риска смертельного травматизма – гамма-распределение, при изучении рисков природных катастроф, таких как тайфуны, пожаров – распределение Пуассона и т.д.

Таким образом, исходя из вышеприведенных данных можно говорить о существовании существенных закономерностей, свойственных для опасных процессов, связанных с химическими воздействиями при загрязнении атмосферного воздуха.

1.5. Программные средства для комплексной оценки и прогнозирования риска загрязнения атмосферного воздуха и определения воздействий, связанных с превышением допустимых норм

В настоящее время существует большое количество программных средств комплексной оценки и прогнозирования состояния загрязнения атмосферного воздуха и воздействий, связанных с превышением допустимых норм, разработанных не только за рубежом, но и в России.

Среди иностранных программ стоит выделить «Risk Assistant», CatReg, «PHAST», «SAFETI» и т.д.

«Risk Assistant» - это комплекс программных средств MS Windows, разработанный при поддержке Национального центра оценки окружающей среды в Исследовательском Институте Гэмпшир, включающий в себя алгоритмы и базы данных Агентства США по охране окружающей среды для оценки рисков для здоровья человека, связанных с наличием в окружающей среде химических соединений при заданных условиях, и позволяющий рассчитывать показатели индивидуального риска и коэффициентов опасности. Данное программное средство используют для статистической оценки исследуемых данных и для оценки подверженности человека риску по различным сценариям экспозиции из окружающей среды, включая почву, воду и воздух.

CatReg (Categorical regression) – программа, разработанная Агентством США по охране окружающей среды в 2000 году, в основу которой заложен метод категорической регрессии. В этом программном продукте наиболее полно разработан модуль оценки острых ингаляционных воздействий, а также имеется модуль визуализации результатов исследования и учтена неопределенности данных. При описании зависимости «доза-эффект», применяется нормальное, логистическое или экспоненциальное распределение.

RHAST и SAFETI – программы, разработанные одной из ведущих в мире компаний по оценке риска Det Norske Veritas (DNV, EU) на основе мирового опыта в области оценки последствий и моделирования разных чрезвычайных ситуаций на химических и взрывопожароопасных объектах, более 30 лет широко используемые в мире. Результаты, полученные специалистами России в течение двухлетнего использования программных продуктов DNV для оценки последствий аварий и риска на пилотных объектах проекта ТАСИС «Содействие Министерству по чрезвычайным ситуациям в области предупреждения и ликвидации аварий» 2000-2001 гг., позволили выделить главные опасности для различных производств, определить масштабы возможных последствий и величину рисков.

Продукт IRIS (U.S.EPA – США) определяет вероятность развития недавно обнаруженных форм заболеваний. Для оценки используются три уровня приоритетности профилактических мероприятий: низкий – при рисках менее 10^{-6} , средний – при рисках от 10^{-6} до 10^{-4} , высокий – при рисках больше 10^{-4} .

Так как российские программы не распространяются настолько свободно, как зарубежные, они менее известны, но среди них можно выделить программы, разработанные в НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина РАМН, создавшем множество баз данных о токсичности и опасности химических веществ, а также системы для прогнозирования риска воздействия химических веществ. Этот институт является одной из главных организаций в России, занимающихся оценкой рисков в области экологической безопасности. Среди программных средств Института можно выделить следующие:

- «CISRA» – оценка риска воздействия загрязнения окружающей среды на здоровье населения;
- «DOSE & RISK» – оценка величины поступления и рисков нарушения состояния здоровья при изолированном, комплексном и комбинированном воздействии химических веществ;
- «CRAS» – оценка канцерогенного риска воздействия химических веществ [28].

«Риск-аналитик: Паспорт безопасности» – это программный комплекс, разработанный специалистами Института катастроф (г. Ижевск), который используется для автоматизации создания паспорта безопасности потенциально опасных объектов и объектов жизнеобеспечения. В данном комплексе реализованы возможности расчета развития аварийных ситуаций на химически опасных, взрывоопасных и пожароопасных объектах и т.д.

Расчетный блок «Риски» Программного комплекса «Эколог», разработанный фирмой «Интеграл» (г. Санкт-Петербург), предназначен для проведения расчетов и построения полей рисков, которые характеризуют

вероятность развития у населения неблагоприятных для здоровья эффектов в результате реального или потенциального загрязнения окружающей среды, т.е. позволяет проводить оценку рисков влияния факторов окружающей среды на здоровье населения [29].

Задачи оценки риска воздействий химических веществ на организмы решает также научный центр «Окружающая среда-риск-здоровье» (г. Москва). Научный центр занимается распространением опыта по оценке опасности загрязнения окружающей среды, а также разработкой программного обеспечения, сбором информации и созданием базы данных, распространением конечного варианта программ.

Система Медико-экологического мониторинга окружающей среды (Система МЭМОС), которая была разработана Центром Пространственных исследований, адаптируется под любые информационные потоки, которые могут быть не связаны с экологией и медициной, применяется в области здравоохранения, экологического страхования, охраны окружающей среды и др. Система основана на социально-гигиеническом мониторинге (СГМ), утвержденном на региональных уровнях Постановлением Правительства РФ от 6.17.1994 №1148, и может быть как блоком комплекса СГМ, так и самостоятельной медико-экологической системой.

1.6. Выводы и задачи исследования

В первой главе выпускной квалификационной работы был проведен анализ состояния вопроса по теме, из которого можно сделать следующие выводы.

Загрязнение атмосферного воздуха промышленных городов является актуальной проблемой в России. Согласно статистическим данным в стране

наибольшая доля выбросов – около 39% – в их общем объеме приходилась всего лишь на 8 субъектов Российской Федерации с варьированием поступления вредных веществ в воздушный бассейн в пределах от 500,1 до 1500 тыс. т.

Качество атмосферного воздуха оценивают по приоритетным веществам из списка, который формируется для каждого города отдельно. Уровень загрязненности атмосферы определяют с помощью различных характеристик и экосистемных показателей, которые, однако, не позволяют однозначно его оценить.

На сегодняшний день методология анализа риска довольно распространена. Модели для оценки рисков очень разнообразны и отличаются неопределенностью в данных.

В настоящее время одной из главных проблем в изучении опасности и риска при загрязнении атмосферного воздуха является отсутствие аналитического подхода в оценке влияния вредных веществ на население, так как сегодня отсутствуют обоснованные методы оценки рисков, учитывающие основные закономерности и связи в системе «риск-опасность».

Учитывая приведенные выше выводы, а также поставленную цель, в работе сформулированы следующие задачи:

1. Провести идентификацию опасностей, выполнить анализ территорий промышленных городов России по показателям, характеризующим уровень загрязнения атмосферы, и установить особенности процессов загрязнения атмосферного воздуха.

2. Выполнить теоретический анализ связей в системе «риск-опасность» и разработать количественные модели оценки риска воздействий при загрязнении атмосферы городов.

3. Провести экспериментальное исследование качества атмосферного воздуха городов России и обобщение статистических данных при воздействиях приоритетных загрязнителей воздуха и установить параметры зависимости «доза-эффект» для них.

4. Провести анализ адекватности моделей оценки рисков, связанных с загрязнением атмосферного воздуха в городах.

ГЛАВА 2. ОСНОВА ДЛЯ РАЗРАБОТКИ ИМИТАЦИОННЫХ МОДЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦЕНКИ РИСКОВ ПРИ ЗАГРЯЗНЕИИ АТМОСФЕРЫ

2.1. Понятие, методы и средства имитационного моделирования, его особенности и области применения. Принципы и средства разработки имитационной модели

Имитационное моделирование является наиболее мощным инструментом анализа сложных систем в различных прикладных исследованиях.

Имитационным моделированием называют метод исследования, основанный на замене изучаемого объекта на достаточно точное логико-математическое описание реальной системы (имитационную модель), реализованное в виде программного комплекса, которое может быть использовано для проведения эксперимента на компьютере в целях проектирования, анализа и оценки функционирования объекта [33].

Цель имитационного моделирования заключается в разработке симулятора области, которая подлежит изучению, то есть – воспроизведению поведения системы, основываясь на результатах анализа наиболее важных связей между ее элементами.

В основном, моделированию подвергаются свойства объекта, которые способны оказывать влияние на выбранный показатель эффективности.

Имитационное моделирование применяют в случае необходимости имитации поведения системы во времени, невозможности построения аналитической модели и использования реального объекта для проведения эксперимента. В то же время у имитационного моделирования есть недостатки, такие как большой расход машинного времени, малая точность

вероятностных характеристик редких событий, трудность получения обобщающих выводов и рекомендаций, сложность оптимизации системы (многовариантность расчётов при наличии вероятностных помех), вероятностная оценка погрешности [32, 33].

Области применения имитационного моделирования разнообразны [31]: анализ процессов предоставления услуг связи; управление воздушным, железнодорожным и автотранспортным движением; организация промышленного производства; анализ и оптимизация бизнес-процессов; операционный менеджмент; складская логистика и цепи поставок; государственное и муниципальное управление; информационное противоборство (в том числе в международных отношениях) и др. Поскольку задач, которые невозможно решить с помощью методов имитационного моделирования, практически не существует, его применение является актуальным.

К методам имитационного моделирования относятся:

- дискретно-событийное моделирование – подход, основанный Джеффри Гордоном в 1960-х годах, в котором предлагается рассматривать только основные события системы, не обращая внимание на непрерывную природу событий. Данный метод наиболее развит, применяется в огромном количестве различных сфер, подходит для моделирования производственных процессов;

- системная динамика – парадигма моделирования, где для исследуемой системы строятся графические диаграммы причинных связей и глобальных влияний одних параметров на другие во времени, а затем созданная на основе этих диаграмм модель имитируется на компьютере [33]. При помощи данного метода, основанного Джейм Форрестером в 1950 годах, строят модели развития города, бизнес-процессов, модели производства, динамики популяции, экологии и развития эпидемии;

- агентное моделирование – относительно новое (1990-е-2000-е гг.) направление в имитационном моделировании, используемое для

исследования децентрализованных систем, динамика функционирования которых определяется не глобальными правилами и законами (как в других парадигмах моделирования), а наоборот, когда эти глобальные правила и законы являются результатом индивидуальной активности членов группы [33]. Цель агентных моделей – получить представление о глобальных правилах, общем поведении системы, исходя из предположений об индивидуальном, частном поведении её отдельных активных объектов и взаимодействии этих объектов в системе. Агент – некая сущность, обладающая активностью, автономным поведением, может принимать решения в соответствии с некоторым набором правил, взаимодействовать с окружением, а также самостоятельно изменяться [33].

Принципами имитационного моделирования являются:

1) принцип информационной достаточности. Построение модели невозможно, если полностью отсутствует информация об изучаемой системе, а также лишено смысла, если предоставлена полная информация о данной системе. Существует некоторый критический уровень априорных сведений о системе (уровень информационной достаточности), при достижении которого может быть построена ее адекватная модель [34];

2) принцип осуществимости. При помощи создаваемой модели цель исследования должна быть достигнута за конечное время с вероятностью, значительно отличной от нуля;

3) принцип множественности моделей. В модели должны отражаться влияющие на выбранный показатель эффективности свойства реальной системы. Таким образом, во время использования конкретной модели можно проанализировать не все свойства объекта, а для его полного изучения применяют ряд различных моделей;

4) принцип агрегирования. Большинство сложных систем возможно представить в виде нескольких подсистем, которые описываются некоторыми стандартными математическими схемами.

Для создания имитационной модели нужна система моделирования, в которую бы входили сервисные подпрограммы, набор языковых средств, приёмы и технологии программирования [34].

Для этого можно разработать собственные программные продукты, использовать уже готовые системы имитационного моделирования или воспользоваться специальными пакетами прикладных программ, в которых реализован модульный подход к моделированию.

На сегодняшний день можно выделить следующие распространенные системы имитационного моделирования.

Process Charter-1.0.2 (компания «Scitor», Менло-Парк, Калифорния, США), имеющий «интеллектуальное» средство построения блок-схем моделей [41]. Пакет ориентирован в основном на дискретное моделирование, обеспечивает удобный и простой в использовании механизм построения модели, хорошо приспособлен для решения задач распределения ресурсов.

Powersim-2.01 (компания «Modell Data» AS, Берген, Норвегия) – хорошее средство для создания непрерывных моделей. Пакет включает в себя огромное количество встроенных функций, которые облегчают построение моделей, многопользовательский режим для коллективной работы с моделью, средства обработки массивов для упрощения создания моделей со сходными компонентами [41].

Ithink-3.0.61 (компания «High Performance Systems», Ганновер, Нью-Хэмпшир, США) – пакет, обеспечивающий создание непрерывных и дискретных моделей, поддержку авторского моделирования слабо подготовленными пользователями (есть подробная обучающая программа) и включающий в себя встроенные блоки для облегчения создания различных видов моделей, развитые средства анализа чувствительности, множество форматов входных данных [41].

Extend+BPR-3.1 (компания «Imagine That!», Сан-Хосе, Калифорния, США). Пакет создан как средство анализа бизнес-процессов (BPR - Business Process Reengineering), использовался в NASA [41]. Пакет поддерживает

дискретное и непрерывное моделирование, включает: интуитивно понятную среду построения моделей с помощью блоков, множество встроенных блоков и функций для облегчения создания моделей, поддержку сторонними компаниями, гибкие средства анализа чувствительности, средства создания дополнительных функций с помощью встроенного языка.

ReThink (фирма «Gensym», Кембридж, Массачусетс, США) – пакет, обладающий свойствами Extend+BPR-3.1, хорошим графическим транслятором для создания моделей [41]. Работает под управлением экспертной оболочки G2. Пакет обладает следующими достоинствами: все положительные свойства Extend+BPR-3.1 и общее поле данных с экспертной системой реального времени, создаваемой средствами G2.

AnyLogic (компания «Экс Джей Текнолоджис» (XJ Technologies), г. Санкт-Петербург, Россия) – программный инструмент, основанный на объектно-ориентированной концепции и представлении модели как набора взаимодействующих, параллельно функционирующих активностей [41]. Активный объект в AnyLogic – это объект со своим собственным функционированием, взаимодействующий с окружением. Графическая среда моделирования поддерживает проектирование, разработку, документирование модели, выполнение компьютерных экспериментов, оптимизацию параметров относительно некоторого критерия. При разработке модели можно использовать элементы визуальной графики: диаграммы состояний (стейтчарты), сигналы, события (таймеры), порты и т.д.; синхронное и асинхронное планирование событий; библиотеки активных объектов [41].

Pilgrim (МЭСИ и несколько компьютерных фирм, Россия). Пакет обладает широким спектром возможностей имитации временной, пространственной и финансовой динамики моделируемых объектов [41]. С его помощью можно создавать дискретно-непрерывные модели, имеющие свойство коллективного управления процессом моделирования. В текст модели можно вставлять любые блоки с помощью стандартного языка C++.

Пакет обладает свойством мобильности, т.е. переноса на любую другую платформу при наличии компилятора C++.

Пакет РДО (МГТУ им. Н.Э. Баумана, Россия). Пакет РДО (РДО – Ресурсы-Действия-Операции) является мощной системой имитационного моделирования для создания производственных моделей. Обладает развитыми средствами компьютерной графики (вплоть до анимации) [41]. Применяется при моделировании сложных технологий и производств.

Система СИМПАС (МГТУ им. Н.Э. Баумана, Россия). Система СИМПАС (Система-Моделирования-на-Паскале) в качестве основного инструментального средства использует язык программирования Паскаль. Недостаток, связанный со сложностью моделирования на языке общего назначения, компенсируется специальными процедурами и функциями, введенными разработчиками этой системы [41]. Проблемная ориентация системы – это моделирование информационных процессов, компьютеров сложной архитектуры и компьютерных сетей.

MATLAB («The MathWorks Inc», США). Среда предназначена для выполнения инженерных и научных расчетов и высококачественной визуализации получаемых результатов [35]. Данный пакет содержит в себе множество численных методов, которые были проверены на достаточном уровне, средства создания диалогов, операторы графического представления результатов, а его отличительная особенность – матричное представление данных и матричные операции.

Система для разработки приложений MATLAB позволяет создавать такие программы, которые будут выполняться независимо от самой среды MATLAB. В настоящее время, MATLAB применяют при обработке сигналов и изображений, в имитационном моделировании, медицинских исследованиях и других областях.

В среду MATLAB интегрирована графическая среда имитационного моделирования SIMULINK, которая была выбрана в данной работе благодаря реализованному в ней принципу визуального программирования, в

соответствии с которым на экране из библиотеки стандартных блоков можно создать модель устройства и осуществить расчеты. При этом не нужно досконально изучать язык программирования и численные методы, а достаточно общих знаний, требующихся при работе на компьютере и знаний предметной области.

SIMULINK – это система визуального моделирования, при помощи которой можно быстро построить и протестировать виртуальные прототипы.

Интерактивная среда SIMULINK позволяет использовать уже готовые библиотеки блоков для моделирования систем, а также применять развитый модельно-ориентированный подход. Дополнительные пакеты расширения SIMULINK позволяют решать весь спектр задач от разработки концепции модели до тестирования, проверки, генерации кода и аппаратной реализации.

В пакете используется три типа файлов, для каждого из которых определен набор операций и реализующих их средств: М-файлы (расширение .m), содержащие текст программы на языке MATLAB; Mdl-файлы (.mdl) моделей SIMULINK; MAT-файлы (.mat), содержащие данные в двоичном коде [35].

2.2. События и риски. Особенности их наступления и оценки

2.2.1. Виды событий. События, связанные с загрязнением атмосферного воздуха городов

В теории вероятностей событием называют всякий факт, который может произойти или не произойти в результате опыта [36], а вероятностью события – численную меру степени объективной возможности этого события.

События бывают следующих видов:

1. достоверное событие. Достоверным называют событие, которое в результате опыта непременно должно произойти. Например, выпадение не более 6 очков при бросании одной игральной кости;

2. невозможное событие, то есть событие, которое при проведении данного опыта произойти не может (противоположность к достоверному событию). Например, появление 12 очков при бросании одной игральной кости;

3. несовместные события – это события, которые не могут произойти одновременно в одном опыте. Например, выпадение герба и выпадение цифры при бросании монеты;

4. совместные события – противоположность несовместным событиям, то есть наступление одного из них не исключает наступления другого в одном испытании. Например, два стрелка стреляют по мишени;

равновозможные события – такие события, ни одно из которых нельзя считать более или менее возможным, чем другое. Например, выпадение герба и выпадение цифры при бросании монеты;

5. полная группа событий. Несколько событий образуют полную группу, если в результате опыта точно должно возникнуть хотя бы одно из них. Например, попадание и промах при выстреле;

6. неполная группа событий.

При исследовании случайных событий понятия суммы и произведения событий являются очень важными.

Суммой или объединением событий является событие, которое происходит тогда и только тогда, когда наступает хотя бы одно из событий, то есть когда наступает событие А, или событие В, или оба события А и В ($A+B$, $A \cup B$).

Произведением или пересечением событий называют такое событие, которое происходит только тогда, когда наступают оба события ($A \cdot B$, $A \cap B$).

Понятия суммы и произведения обобщаются на любое конечное число событий.

Разностью событий следует считать событие, заключающееся в том, что одно событие произошло, а другое – нет ($A - B, A \setminus B$).

Противоположным событию A называется событие \bar{A} , которое происходит тогда и только тогда, когда не наступает событие A .

Вероятностью события является отношение числа благоприятных событий к общему числу событий:

$$p(A) = \frac{m}{n}, \quad (2.1)$$

где $p(A)$ – вероятность события A , m – число благоприятных событий, n – общее число событий.

В настоящее время существует много определений вероятности. Некоторые из них представлены в таблице 2.1.

Таблица 2.1 – Существующие определения понятия «Вероятность»

Термин «Вероятность»	Автор
Вероятность, в общем смысле, есть возможность, допускающая количественное определение. Когда мы находим, что основания для того, чтобы какой-нибудь возможный факт произошел в действительности, перевешивают противоположные основания, мы считаем этот факт вероятным, в противном случае – невероятным.	В.С. Соловьёв Энциклопедический словарь Брокгауза и Ефрона: в 86 т. (82 т. и 4 доп.). – СПб, 1890 – 1907
Вероятность – числовая характеристика степени возможности наступления какого-либо определенного события в тех или иных определенных условиях, которые могут повторяться неограниченное число раз.	Вентцель Е.С. Теория вероятностей: Учеб. для вузов. – 6-е изд. стер. – М.: Высш. шк., 1999 – 576 с.
Вероятностью случайного события A называется отношение числа несовместимых и равновозможных элементарных событий, составляющих A , к числу всех возможных элементарных событий	Гнеденко Б.В. Курс теории вероятностей. 8-е изд., испр. и доп. – М.: Едиториал УРСС, 2005 – 448 с.
Вероятность математическая – числовая характеристика степени возможности появления какого-либо определенного события в тех или иных определенных, могущих повторяться неограниченное число раз условиях.	Колмогоров А. Н. Основные понятия теории вероятностей, 2 изд., М., 1974

События, связанные с любым изменением состава атмосферного воздуха, оказывающим негативное влияние на состояние экосистем, растений, здоровье людей и животных, можно разделить на четыре группы:

- события, связанные с наблюдением концентрации одного вещества (простое событие);
- события, связанные с наблюдением концентраций нескольких веществ одновременно (сложное событие);
- события, связанные с наблюдением концентрации одного вещества и его воздействия на организм человека;
- события, связанные с наблюдением концентраций нескольких веществ и их воздействием на организм (совместное событие);
- события, связанные с наблюдением концентрации одного вещества и его воздействия на организм человека с течением времени.

Необходимо отметить, что вредные химические вещества, находящиеся одновременно в атмосфере, взаимодействуют друг с другом. При этом в зависимости от вида веществ взаимодействие может быть различным. Например, при совместном присутствии в облаках фтористый водород и плохо растворимые соли фтора, фтористый водород и диоксид азота и диоксид серы, фтористый водород и диоксид серы [37]. Эффектом суммации не обладают 2-х, 3-х и 4-х компонентные смеси, включающие диоксид азота и/или сероводород и входящие в состав многокомпонентного загрязнения атмосферного воздуха, если удельный вес концентраций одного из них, выраженный в долях соответствующих максимальных разовых ПДК, составляет [37]:

- в 2-х компонентной смеси более 80%;
- в 3-х компонентной – более 70%;
- в 4-х компонентной – более 60%.

В связи с этим, каждую группу загрязняющих веществ следует исследовать отдельно с учетом коэффициента комбинированного действия.

2.2.2. Описание закономерностей и особенностей, связанных с загрязнением атмосферного воздуха, выявленных на основе анализа статистических данных наблюдения

Существуют города как с высоким, так и с низким уровнем загрязнения атмосферного воздуха различными вредными веществами.

В таблице 2.2 представлены данные о субъектах Российской Федерации с наиболее высокой долей превышающих ПДК_{м.р.} проб атмосферного воздуха городов.

Таблица 2.2 – Данные по доле проб с превышением ПДК в разрезе субъектов РФ, 2014 – 2016 гг.

Субъекты Российской Федерации (федеральные округа)	Доля проб с превышением ПДК, %			Темп прироста к 2014 г. по доле, %
	2014 г.	2015 г.	2016 г.	
Иркутская область (СФО)	1,25	0,41	5,11	236,2
Республика Тыва (СФО)	--	8,21	3,88	--
Курская область (ЦФО)	3,49	3,77	3,72	6,6
Забайкальский край (СФО)	16,75	7,44	2,85	-83,0
Сахалинская область (ДФО)	1,52	3,10	2,63	73,0

Как видно из таблицы, в 2016 году, так же, как и ранее, самый высокий уровень загрязнения атмосферы отмечался на территории городов Сибирского федерального округа (Иркутская область, Республика Тыва, и Забайкальский край).

В 2016 году отмечалось увеличение доли проб атмосферного воздуха с превышением ПДК_{м.р.} содержания загрязняющих веществ по таким примесям, как диоксид серы, оксид азота, бенз(а)пирен, аммиак (табл. 2.3).

Таблица 2.3 – Перечень загрязняющих веществ, по которым отмечено увеличение доли проб с превышением ПДК_{м.р.} в атмосферном воздухе (2014 – 2016 гг.)

Загрязняющее вещество	Доля проб с превышением ПДК _{м.р.} , %			Темп прироста к 2014 году, %	Субъекты РФ с наиболее высокой долей проб (%) с превышением ПДК _{м.р.}
	2014 г.	2015 г.	2016 г.		
Диоксид серы	0,40	0,29	0,42	3,5	Ульяновская область (11,6), Ивановская область (5,13), Красноярский край (2,8)
Оксид азота	0,31	0,08	0,40	29,8	Иркутская область (12,3), Удмуртская республика (2,3), Свердловская область (1,3)
Бенз(а)пирен	1,32	0,64	1,96	48,2	Челябинская область (25,4), Иркутская область (20,0), Забайкальский край (13,5)
Аммиак	0,49	0,54	0,81	65,1	Смоленская область (12,8), Калужская область (6,7), Удмуртская Республика (5,4)

В 0,4 % проб атмосферного воздуха отмечалось превышение предельно допустимой среднесуточной концентрации химических веществ ПДК_{с.с.}, в том числе от ПДК_{с.с.} до 2 ПДК_{с.с.} – в 0,33 % взятых проб, от 2,1 ПДК_{с.с.} до 5 ПДК_{с.с.} – в 0,06 % проб, свыше 5 ПДК_{с.с.} – в 0,01 % проб.

В 2016 году наиболее высокий уровень (свыше 5 ПДК_{с.с.}) загрязнения атмосферы городов был отмечен на территориях 14 субъектов Российской Федерации, а том числе: Рязанская и Тульская области (Центральный ФО); Ленинградская и Мурманская области (Северо-Западный ФО); Республика Башкортостан, Саратовская область и Республика Татарстан (Приволжский ФО); Свердловская область (Уральский ФО); Забайкальский и Красноярский края, Томская область, Республика Хакасия [38].

В таблице 2.4 представлены доли проб с содержанием химических загрязнителей в атмосферном воздухе, превышающим ПДК_{с.с.} по приоритетным субъектам Российской Федерации.

Таблица 2.4 – Данные по доле проб с содержанием химических примесей в атмосферном воздухе, превышающим ПДК_{с.с.}, по приоритетным субъектам Российской Федерации (2016 г.)

Вещество	Субъекты РФ	Доля проб с превышением ПДК _{с.с.} , %		
		от 1,1 до 2,0 раз	от 2,1 до 5,0 раз	свыше 5,0 раз
Диоксид азота	Всего по России	0,50	0,07	0,01
	Ленинградская область	9,44	3,72	0,28
	Воронежская область	10,2	--	--
Бенз(а)пирен	Всего по России	3,06	2,95	3,69
	Красноярский край	23,9	22,8	22,8
	Забайкальский край	18,7	20,6	27,3
	Сахалинская область	27,3	13,6	18,2
Взвешенные вещества	Всего по России	0,99	0,19	0,04
	Сахалинская область	23,2	--	0,36
	Воронежская область	17,4	0,26	--
Диоксид серы	Всего по России	0,04	0,01	0,00
	Свердловская область	0,98	0,14	--
	Мурманская область	0,54	0,38	0,06
	Ленинградская область	0,92	0,04	--
Оксид углерода	Всего по России	0,25	0,08	0,01
	Ставропольский край	2,99	--	--
	Республика Северная Осетия - Алания	2,06	--	--

В городах с повышенным содержанием в атмосферном воздухе взвешенных веществ, включающих пыль, золу, сажу, дым, сульфаты, нитраты и другие твердые вещества, отмечается высокий уровень заболеваний органов дыхания и кровообращения. Вдыхаемые твердые частицы влияют как непосредственно на респираторный тракт, так и на другие органы за счет токсического воздействия входящих в состав частиц различных компонентов. Люди с хроническими нарушениями в легких, с сердечно-сосудистыми заболеваниями, с астмой, частыми простудными заболеваниями, пожилые и дети особенно чувствительны к влиянию мелких взвешенных частиц диаметром менее 10 микрон (PM10). Эти частицы составляют обычно 40–70% от общего числа взвешенных частиц. Особенно опасно сочетание высоких концентраций взвешенных веществ и диоксида серы.

В городах с повышенным содержанием в атмосфере оксида азота отмечается высокий уровень заболеваемости бронхитом, а также нарушения дыхания и кашель. ВОЗ рекомендовано не превышать среднегодовую концентрацию 40 мкг/м³, поскольку выше этого уровня наблюдаются болезненные симптомы у больных астмой и других групп людей с повышенной чувствительностью. При средней за год концентрации равной 30 мкг/м³, увеличивается число детей с учащенным дыханием, кашлем и больных бронхитом.

Повышенное содержание диоксида серы в атмосферном воздухе городов может приводить к существенному увеличению различных болезней дыхательных путей, воздействовать на слизистые оболочки, вызывать воспаление носоглотки, бронхиты, кашель, хрипоту и боли в горле. Особенно высокая чувствительность к воздействию диоксида серы на здоровье наблюдается у людей с хроническими нарушениями органов дыхания, в частности, с астмой.

В городах с повышенным содержанием в атмосферном воздухе оксида углерода, который при вдыхании в больших количествах поступает в кровь, уменьшает приток кислорода к тканям, повышает уровень сахара в крови, ослабляет подачу кислорода к сердцу, у здоровых людей наблюдается уменьшение способности выносить физические нагрузки, а у людей с хроническими болезнями сердца – воздействие на всю жизнедеятельность организма. В случаях нахождения вблизи автомагистрали с интенсивным движением транспорта у людей с больным сердцем могут наблюдаться различные симптомы ухудшения здоровья.

2.3. Методы событийной оценки. Событийная оценка при анализе состояний и воздействий, связанных с загрязнением атмосферного воздуха

В работе оценка рисков при загрязнении атмосферного воздуха производилась на основе анализа статистических данных субъектов государственного мониторинга (Росгидромета).

Среди методов оценки вероятностей выделяют следующие:

– статистический, в основе которого лежит анализ накопленных статистических данных событиям из прошлого, которые произошли в данном регионе на объектах с похожим видом деятельности (частоты происшествий);

– аналитический, который основан на изучении причинно-следственных связей в территориально-производственной системе [40]. Данный метод позволяет провести оценку вероятности неблагоприятного события, рассматриваемого как сложное явление, которое было образовано сочетанием последовательности элементарных событий с известными вероятностями их проявления;

– экспертный, с помощью которого оценку вероятностей событий можно совершить путем обработки результатов опросов экспертов [40].

Иногда эти методы оценки вероятностей используются в комплексе и дополняют один другой, а полученная при помощи одного метода информация перепроверяется другим.

В работе использовался статистический метод, то есть оценивались данные за 1999–2016 годы с учетом частоты их происшествия, в качестве аналитических методов использовались комплексный индекс загрязнения атмосферы (КИЗА), стандартный индекс (СИ) и т.д.

Вся работа основана на анализе событий, которые уже произошли. Анализ данных подразумевает нахождение среднего, максимального, минимального значений, моды и других описательных статистики.

Оценка рассматривается как риск, связанный с загрязнением атмосферного воздуха конкретным веществом и группой веществ с разными временными промежутками, в зависимости от того, какое количество времени человек находится в данной среде.

При загрязнении атмосферного воздуха фактические концентрации загрязняющих веществ сравнивались с ПДК_{м.р.} в случае мгновенного воздействия и с ПДК_{с.с.} в случае долгого воздействия.

В зависимости от времени выделяют острое и хроническое воздействия. Каждый вид воздействия следует оценивать по-разному, так как для каждого вида

2.4. Анализ зависимости «доза-эффект» и разработка количественных моделей оценки риска воздействий при загрязнении атмосферного воздуха

2.4.1. Общий подход, принятый при разработке моделей для оценки рисков воздействий на организм при загрязнении атмосферы

Оценка риска загрязнения атмосферного воздуха основывается на определении зависимости «доза-эффект».

«Доза-эффект» - это зависимость, которая отражает количественную связь уровня негативного воздействия загрязняющих веществ на организм и реакции (эффекта), возникающей в результате этого воздействия, на графике отображается в виде S-образной кривой.

При оценке риска выделяют два основных вида воздействия: канцерогенное и неканцерогенное. Канцерогенами называют вещества, не имеющие порога действия, которые опасны для здоровья людей даже при малых концентрациях и способны провоцировать развитие опухолей при

хроническом воздействии. Неканцерогенами являются вредные вещества, обладающие порогом действия, которые способствуют возникновению остальных неблагоприятных изменений в состоянии здоровья населения (повышение уровня смертности и заболеваемости) и могут обладать острым (кратковременным) и хроническим (длительным) воздействиями.

Величины рисков для пороговых уровней *LOAEL* и *NOAEL*, при которых наблюдаются различные вредные эффекты, обычно существенно выше уровней приемлемых рисков. Как показывают результаты математического моделирования и анализа многочисленных экспериментальных данных [7], на уровне, признанном *NOAEL*, изучаемая реакция (атрибутивный риск) обычно обнаруживается у 5 – 10 % экспонированных особей (риск 0,05 – 0,1), а на уровне так называемого порога (*LOAEL*) подобный эффект может быть иногда выявлен у 90 – 95 % подопытных животных (риск 0,9 – 0,95). При установлении ПДК_{м.р.} атмосферных загрязнителей по рефлекторному действию пороговой считается концентрация, которая соответствует 16% обнаружения запаха (риск 0,16). При установлении ПДК_{с.с.} атмосферных загрязнителей по общетоксическому действию в хроническом эксперименте пороговой считается концентрация, вызывающая биологически значимые изменения контрольных показателей жизнедеятельности организма при ингаляционном пути поступления вредного вещества [46]. Эксперты оценивают относительный риск (отношение риска возникновения эффекта в исследуемой группе по отношению к риску в контрольной группе) возникновения таких эффектов в диапазоне $R = 1,1 - 1,2$ [11] или ориентируются на увеличение частоты вредных реакций на 5 – 10 % по сравнению с контролем или фоном.

Этап установления зависимости «доза-эффект» считается наиболее сложным и важным в оценке риска. Для неканцерогенных воздействий приоритетных загрязнителей методика проведения данного этапа имеет

общий характер, в то время как для канцерогенных – разработана достаточно полно [11].

При количественной оценке зависимости «доза-эффект» наиболее приемлема двухстадийная (или трехстадийная) модель с качественно разными уравнениями для областей малых и больших рисков. В процессе моделирования зависимости «доза-эффект» принято [5, 25, 42].

1. Зависимость «доза-эффект» позволяет оценить острое, хроническое и др. виды воздействия.

2. При построении шкалы рисков принятые оценки приемлемого риска можно использовать как верхние границы значений рисков на безопасных уровнях воздействия (R_p) загрязнителей, т.е. приемлемые риски лежат в диапазоне $R_{min} - R_{max}$, что свидетельствует о недостаточности знаний о последствиях воздействия. Значения риска в диапазоне $R_{min} - R_{max}$ являются равновероятными, поэтому функцию вероятностного распределения риска можно представить в виде равномерного распределения. Аналогично определяются диапазоны неопределенности риска на уровне $NOAEL$ или других порогов воздействия.

3. Атрибутивный риск в области приемлемых рисков можно принять равным нулю. На уровне безопасного воздействия $HQ = 1$ примем верхнюю оценку атрибутивного риска равной величине приемлемого риска R_p .

4. Зависимость «доза-эффект» для атрибутивного риска в области слабых воздействий (от уровней безопасного воздействия до пороговых концентраций) можно представить линейной функцией, зависящей от коэффициента опасности (уровня загрязнения):

$$AR_{-} = a + b \cdot HQ. \quad (2.3)$$

5. За пороговыми концентрациями, то есть в области больших рисков, распределение атрибутивного риска подчинено следующему

распределению:

$$AR_+ = 1 - e^{-\tilde{\alpha} \cdot (I-1)^2}. \quad (2.4)$$

Значения функции для одинакового времени действия зависят от коэффициента опасности. Соответствующий коэффициент $\tilde{\alpha}_{*i}$ в уравнении вида (2.40) определяется для каждого токсичного вещества, определенной категории эффекта и времени воздействия индивидуально.

6. От области приемлемых рисков до области слабых негативных воздействий, то есть на всем диапазоне воздействий, наблюдаемых для населения, можно построить общую количественную модель зависимости «доза-эффект».

На основании этих гипотез в выпускной квалификационной работе применяется условное разбиение зависимости «доза-эффект» на три диапазона (области малых, приемлемых и больших рисков). В каждом диапазоне функция зависимости описывается собственным математическим уравнением.

2.4.2. Оценка рисков хронического действия при загрязнении атмосферного воздуха в городах

Будем разрабатывать количественные модели оценки рисков хронического воздействия, применяя данные о частоте появления на разных уровнях действий неблагоприятных эффектов, которые получены в процессе установления референтных и среднесуточных предельно допустимых концентраций.

а) Количественные модели оценки рисков, построенные на основе данных о референтных уровнях хронических действий.

Зададим условие, необходимое для построения в области больших рисков зависимости (2.4), которое на уровне воздействия $NOAEL$ определяется значением риска R_n , причем коэффициент $\tilde{a} * i$ имеет вид [42]:

$$\tilde{a} * i = \frac{1}{(HQ-1)^2} \cdot \ln \frac{1}{1-R_n}, \quad (2.5)$$

где $R_n = \text{unifrnd}(R_{min}, R_{max})$ при $HQ = HQ_n$, а unifrnd – М-функция системы Matlab.

В области малых рисков коэффициенты зависимости «доза-эффект» a и b находим из (2.3) [42, 43]:

$$a = \frac{R_p \cdot HQ_n - R_n}{HQ_n - 1}. \quad (2.6)$$

$$b = \frac{R_n - R_p}{HQ_n - 1}, \quad (2.7)$$

Будем использовать метод оценки риска, графическое изображение сути которого представлено на рисунке 2.1, ввиду того, что в области малых рисков невероятно высокая неопределенность данных. На сегодняшний день для оценки канцерогенных эффектов используют подход, дающий консервативные (завышенные) оценки риска, который заключается в проведении линейной зависимости через координаты точек ($N=0, AR=0$) и ($C=LNOAEL, R=0, 10$).

В области экстраполяции будем использовать построенные по результатам имитационного эксперимента верхнюю и нижнюю оценки риска.

За верхнюю границу будем считать линейную зависимость (2.3), за нижнюю – зависимость (2.4), как изображено на рисунке 2.1 [42]. В области близких к уровню $NOAEL$ повышенных рисков согласно (2.3) расчетные значения будут давать консервативные оценки, а около уровня безопасного воздействия RfC – заниженные, согласно (2.4). Среднее арифметическое

расчетных значений согласно (2.3) и (2.4) будем использовать для средней оценки риска, так как в области малых рисков связь «риск-опасность» линейна.

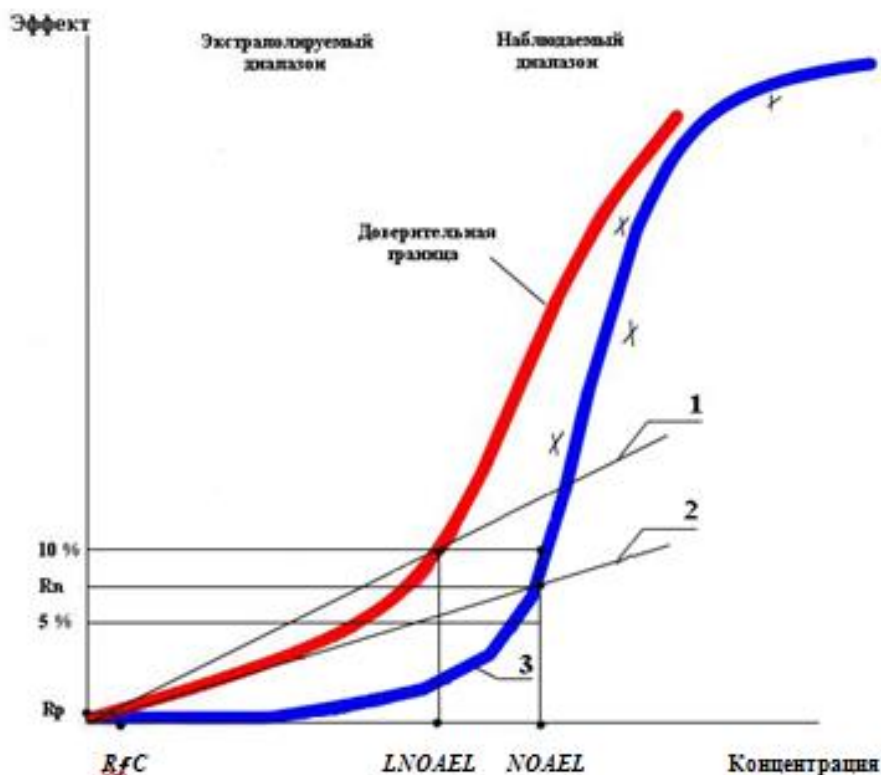


Рисунок 2.1 – Оценка риска для зависимости «доза-эффект» в области слабых воздействий: 1 – грубая верхняя оценка риска; 2 – верхняя оценка риска в имитационном эксперименте согласно (2.3); 3 – нижняя оценка риска в имитационном эксперименте согласно (2.4); $LNOAEL$ - нижняя 95 % доверительная граница $NOAEL$.

Описанные модели применялись в дальнейшем при расчете территориальных рисков загрязнения в промышленных городах атмосферного воздуха.

б) Количественные модели оценки рисков, построенные на основе данных о предельно допустимых концентрациях.

Для установления среднесуточных предельно допустимых концентраций загрязняющих атмосферный воздух веществ по хроническому воздействию применяют соотношение [25]:

$$EC_h = K_3 \cdot ПДК_{c.c.}, \quad (2.8)$$

где K_3 – коэффициент запаса, который определяется согласно источнику; EC_h – вызывающая хронический эффект пороговая концентрация вещества.

Составляющая (5-10)%, по сравнению с контролем или фоном, вероятность появления хронических эффектов R_h , исходя из [25], соответствует величине EC_h . Диапазон вероятности возникновения пороговых хронических эффектов может составлять 10-20% (риск 0,1 – 0,2) по сравнению с условным риском [11].

Получить в имитационном эксперименте верхнюю и нижнюю оценки риска можно, используя имитационное моделирование рисков в указанных диапазонах при $C = EC_h$, где среднее значение коэффициента K_3 определяет порог хронического действия. Из условия, что риск – $R_h = unfrnd(R_{min}, R_{max})$ при $q_h = EC_h / ПДК_{c.c.}$, найдем постоянный коэффициент зависимости «доза-эффект» $\tilde{\alpha}_i$. Ввиду изложенного выше, будем вычислять зависимость (2.4) при больших рисках в следующем виде [42]:

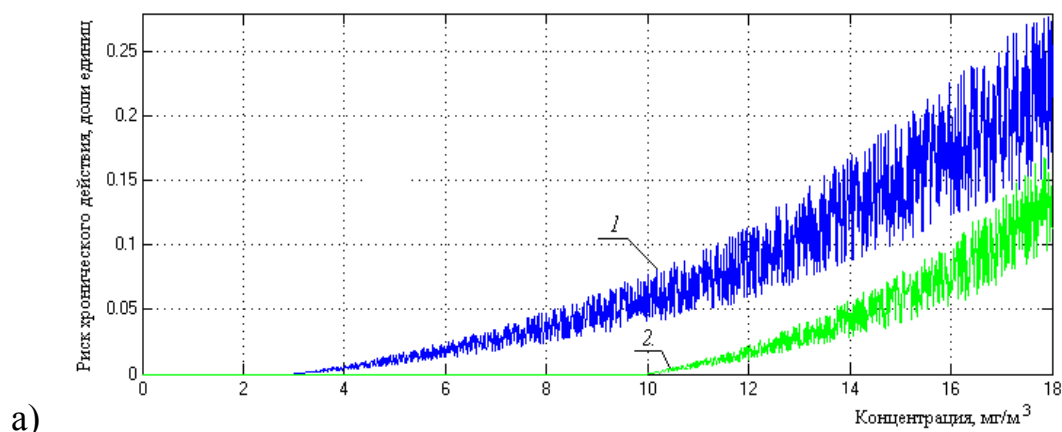
$$AR_+ = 1 - e^{-\tilde{\alpha}_* \cdot (q_i - 1)^2}, \quad (2.9)$$

где $q_i = C_i / ПДК_{c.c.i}$ – уровень загрязнения, а коэффициент $\tilde{\alpha}_*$ находится из уравнения $AR_+ = R_h$ при $q_h = K_{з.ср.}$.

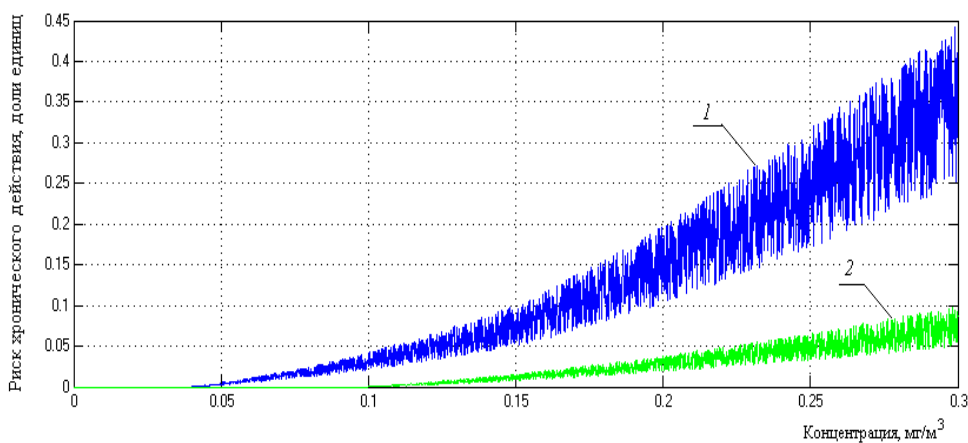
Параметры зависимости «доза-эффект», основанной на подходах, которые приняты при установлении ПДК [25], находятся с помощью аналогичной разработанной объектной модели, причем риск R_p в уравнении (2.4) для зависимости «доза-эффект» в случае определения коэффициентов a и b считается равным приемлемому риск, значение которого находится в

промежутке $0-10^{-5}$, и в промежутке $R_h=0,05-0,10$ – на пороге хронического действия.

Соответствующие зависимости «доза-эффект» представлены на рисунке 2.2. зависимости были рассчитаны с использованием данных о ПДК_{с.с.}.



а)



б)

Рисунок 2.2. Зависимость «доза-эффект» для оксида углерода (а) и аммиака (б): 1 – с использованием данных о ПДК_{с.с.}; 2 – с использованием данных о RfC .

Из рисунка видно, что в данном случае риски намного выше, чем в случае оценок с использованием данных о референтных уровнях хронических воздействий. По результатам имитационного эксперимента можно делать вывод, что при моделировании рисков с применением генераторов случайных чисел на уровне *NOAEL* или пороговой концентрации, которая вызывает хронический эффект, данные разбрасываются в диапазоне 5-10%, а при более высоких значениях

концентраций примесей – до 10-20%, что позволяет при оценках атрибутивного риска учитывать неопределенность данных.

Использование описанных выше моделей приводит к повышению точности оценок риска и облегчению обработки данных экологического мониторинга.

2.4.3. Оценка рисков острого кратковременного действия при загрязнении атмосферного воздуха в городах

Количественные модели оценки рисков появления немедленных вредных эффектов основаны на том же подходе, который был принят для количественных моделей оценки рисков хронического действия.

а) Количественные модели оценки рисков возникновения острых кратковременных эффектов с использованием данных о референтных уровнях острых воздействий.

За пределами нашей страны при оценке рисков возникновения острых кратковременных эффектов воздействующую концентрацию сопоставляют с референтным уровнем воздействия ($ARfC$ – максимальная концентрация, которая не провоцирует развитие вредных эффектов для здоровья большинства чувствительных особей при установленном времени усреднения экспозиции). В процессе определения таких концентраций принимают во внимание возможность оказания химического воздействия на репродуктивную систему и развивающиеся организмы.

На сегодняшний день существуют определенные уровни острого кратковременного воздействия (период усреднения экспозиции – 1 час) для 64 веществ [7]. Для определения этих величин применяют зависимости «концентрация-время» и факторы неопределенности (для человека $UF=1-3$, где $UF=1$ принят для чувствительных групп).

Зависимость для установления характеризующей уровень воздействия с отсутствием вредных эффектов концентрации имеет вид [5]:

$$NOAEL = REL \cdot UF \cdot MF, \quad (2.10)$$

где $MF = 1$, UF – может быть задана максимальным значением, равным 3,0.

Риск возникновения сиюминутных вредных эффектов при моделировании на уровне острых воздействий (за 1 час) равен $R_n = 0,05-0,10$. В остальном общий алгоритм расчета при оценке параметров зависимости «доза-эффект» такой же, как и ранее описанный.

б) Количественные модели оценки риска появления острых кратковременных эффектов с использованием данных о предельно допустимых концентрациях.

При проведении рефлекторного эксперимента пороговый риск $R_n = 0,16$ устанавливает значения пороговой концентрации, которая вызывает раздражающий эффект. Для ее определения используют следующее соотношение [25]:

$$EC_{16} = K_z \cdot ПДК_{м.р.}, \quad (2.11)$$

где коэффициент запаса рассчитывается согласно [25].

Общий алгоритм оценки параметров зависимости «доза-эффект» аналогичен принятому при разработке моделей оценки рисков с использованием данных о $ПДК$, а риск рефлекторного воздействия лежит в диапазоне $R_h = 0,1 - 0,2$.

На основе вышеприведенных алгоритмов были созданы объектные модели, позволяющие рассчитать риски возникновения острых кратковременных эффектов при загрязнении атмосферного воздуха городов, используемые при дальнейших расчетах.

2.5. Выводы по разделу 2

Разработаны количественные модели для оценки рисков. Для основных областей воздействия модели описываются конкретными уравнениями. В качестве основных зон действия определены следующие области: область слабых воздействий (область экстраполяции), область приемлемых рисков, область сильных воздействий (область наблюдаемых рисков). В области приемлемых рисков в случае, когда коэффициент опасности $HQ < 1$, риск считается равным нулю, в области слабых воздействий риск относительно коэффициента опасности характеризуется линейной зависимостью, а в области сильных воздействий функция риска определяется распределением Вейбулла относительно коэффициента опасности.

Установлены параметры зависимости «доза-эффект» для приоритетных загрязнителей атмосферного воздуха городов. Разработанные модели стали основой для дальнейшего проведения количественной оценки риска при загрязнении атмосферного воздуха ряда городов России по данным экологического мониторинга.

ГЛАВА 3. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ОПАСНОСТИ И РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА

3.1. Исследование качества атмосферного воздуха на примере крупных и средних промышленных городов России и Европы

С целью исследования качества атмосферного воздуха промышленных городов был проведен сбор экспериментальных данных двадцати шести городов России и Европы по приоритетным вредным веществам, характеризующим загрязнение атмосферы.

Выбранные города характеризуются разными валовыми объемами выбросов и были распределены по группам. В группу городов с валовыми выбросами вредных веществ до 100 тыс. тонн в год входят Калининград, Астрахань, Саратов, Пермь, Ростов-на-Дону, Петропавловск-Камчатский, Якутск, Нерюнгри, Мирный. В группу городов с высокими выбросами вредных веществ в диапазоне от 100 до 1000 тыс. тонн попадают Красноярск, Воркута, Кемерово, Братск, Иркутск, Хабаровск, Сыктывкар. Ачинск, Новокузнецк, Новочеркасск входят в группу городов с очень высокими выбросами вредных веществ от 1000 и более тыс. тонн в год.

Расположение выбранных для исследования городов России представлено на рисунке 3.1.

Формирование опасных событий при загрязнении атмосферного воздуха зависит от многих факторов, например, метеорологических условий, места размещения поста и характеристики выбросов вредных веществ в его окрестностях, времени выполнения замеров на ПНЗ, сезонных и суточных изменений основных влияющих параметров и т.д. Поэтому формирование опасных событий при загрязнении атмосферного воздуха следует

рассматривать как случайный процесс. При описании многих опасных процессов широко применяются *S*-образные функции распределения вероятностей случайных величин.



Рисунок 3.1 – Расположение городов России, выбранных для исследования

В экспериментальной части работы при анализе загрязнения атмосферы были изучены следующие законы распределения вероятности возникновения опасных событий: нормальный, логарифмически-нормальный, экспоненциальный, Вейбулла и гамма-распределение.

Методика выбора опасных ингредиентов основывалась на оценке значений среднегодовых концентраций и вероятностях превышения ПДК_{с.с.} и ПДК_{м.р.} для соответствующих временных рядов вредных веществ.

В массив экспериментальных данных, собранных по городам России, входили данные основных загрязняющих атмосферу веществ от стационарных источников по следующим ингредиентам: взвешенные вещества, диоксид серы, диоксид азота, оксид углерода. Временные ряды данных включали замеры, выполненные на контрольных постах в течение 17 лет с 01.01.1999 г. по 31.12.2016 г.

Пример массива данных представлен на рисунке 3.2.

Средние и максимальные значения концентраций загрязнителей атмосферы в отдельных городах Европы (2011-2016 гг.)													
Город	Загрязнитель	2011		2012		2013		2014		2015		2016	
		$C_{\text{max}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{ср}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{max}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{ср}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{max}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{ср}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{max}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{ср}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{max}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{ср}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{max}}, \text{мг}/\text{м}^3$	$C_{\text{ср}}, \text{мг}/\text{м}^3$
Острава (Чехия)	Взвешенные вещества	0,410	0,040	0,446	0,042	0,368	0,041	0,524	0,039	0,332	0,034	0,349	0,032
	Диоксид серы	4,300	0,012	0,306	0,011	0,163	0,011	0,200	0,011	0,174	0,011	0,269	0,009
	Диоксид азота	0,108	0,032	0,095	0,028	0,073	0,025	0,083	0,024	0,077	0,024	0,070	0,021
	Оксид углерода	3,400	0,708	3,900	0,691	4,200	0,612	4,400	0,593	4,420	0,549	4,400	0,493
Нюрнберг (Германия)	Взвешенные вещества	1,600	0,026	0,860	0,025	1,550	0,029	1,200	0,027	0,647	0,026	0,326	0,024
	Диоксид серы	0,015	0,005	0,017	0,005	0,012	0,005	0,010	0,004	0,006	0,002	0,009	0,002
	Диоксид азота	0,120	0,040	0,134	0,034	0,124	0,032	0,134	0,037	0,106	0,038	0,120	0,037
	Оксид углерода	1,700	0,400	1,800	0,400	1,500	0,500	1,400	0,400	2,100	0,400	1,600	0,400
Печ (Венгрия)	Взвешенные вещества	0,336	0,036	0,308	0,032	0,169	0,031	0,168	0,027	0,180	0,024	0,193	0,024
	Диоксид серы	0,124	0,007	0,000	0,005	0,080	0,014	0,063	0,007	0,054	0,002	0,071	0,003
	Диоксид азота	0,190	0,024	0,242	0,027	0,121	0,034	0,220	0,018	0,160	0,021	0,126	0,029
	Оксид углерода	5,100	0,661	7,600	0,550	3,600	0,604	3,800	0,240	6,600	0,538	5,300	0,530
Земин (Босния и Герцеговина)	Взвешенные вещества	0,562	0,056	0,550	0,065	0,543	0,066	0,563	0,061	0,559	0,740	0,717	0,063
	Диоксид серы	1,352	0,076	1,340	0,100	1,351	0,098	1,342	0,076	1,353	0,103	1,336	0,137
	Диоксид азота	0,164	0,026	0,156	0,030	0,197	0,031	0,132	0,023	0,119	0,019	0,133	0,022
	Оксид углерода	15,000	0,860	11,000	0,850	10,500	0,900	12,000	0,830	16,700	0,960	7,900	0,900
Мюнхен (Германия)	Взвешенные вещества	2,400	0,028	1,350	0,026	1,950	0,024	0,854	0,021	0,653	0,021	0,769	0,045
	Диоксид серы	0,012	0,005	0,015	0,004	0,013	0,005	0,010	0,003	0,005	0,002	0,005	0,002
	Диоксид азота	0,279	0,050	0,249	0,046	0,198	0,049	0,257	0,049	0,236	0,052	0,240	0,044
	Оксид углерода	2,600	0,450	1,700	0,430	1,800	0,430	1,100	0,350	1,500	0,400	1,800	0,600
Брно (Чехия)	Взвешенные вещества	0,247	0,030	0,292	0,290	0,269	0,027	0,452	0,027	0,266	0,026	0,297	0,024
	Диоксид серы	0,063	0,007	0,077	0,007	0,049	0,006	0,046	0,007	0,051	0,004	0,034	0,004
	Диоксид азота	0,103	0,031	0,090	0,036	0,098	0,034	0,093	0,029	0,103	0,027	0,089	0,029
	Оксид углерода	2,700	0,546	3,200	0,707	1,909	0,586	1,672	0,412	1,980	0,405	2,400	0,179
Будапешт (Венгрия)	Взвешенные вещества	0,337	0,033	0,330	0,028	0,324	0,029	0,248	0,030	0,289	0,030	0,274	0,028
	Диоксид серы	0,071	0,005	0,047	0,005	0,056	0,005	0,046	0,007	0,053	0,004	0,027	0,004
	Диоксид азота	0,152	0,029	0,187	0,037	0,146	0,031	0,146	0,033	0,130	0,033	0,134	0,032
	Оксид углерода	4,400	1,000	7,600	0,550	3,200	0,516	2,850	0,479	4,000	0,581	3,300	0,480

Рисунок 3.2 – Массив данных по городам Европы (2011–2016 гг.)

Собранный объем информации (см. приложение А) является представительным и позволяет установить динамику изменения среднегодовых концентраций пыли, диоксида азота, диоксида серы и диоксида углерода. Для примера проследим динамику изменения среднегодовых концентраций выбранных загрязнителей в шести городах (рис. 3.3 – 3.8).

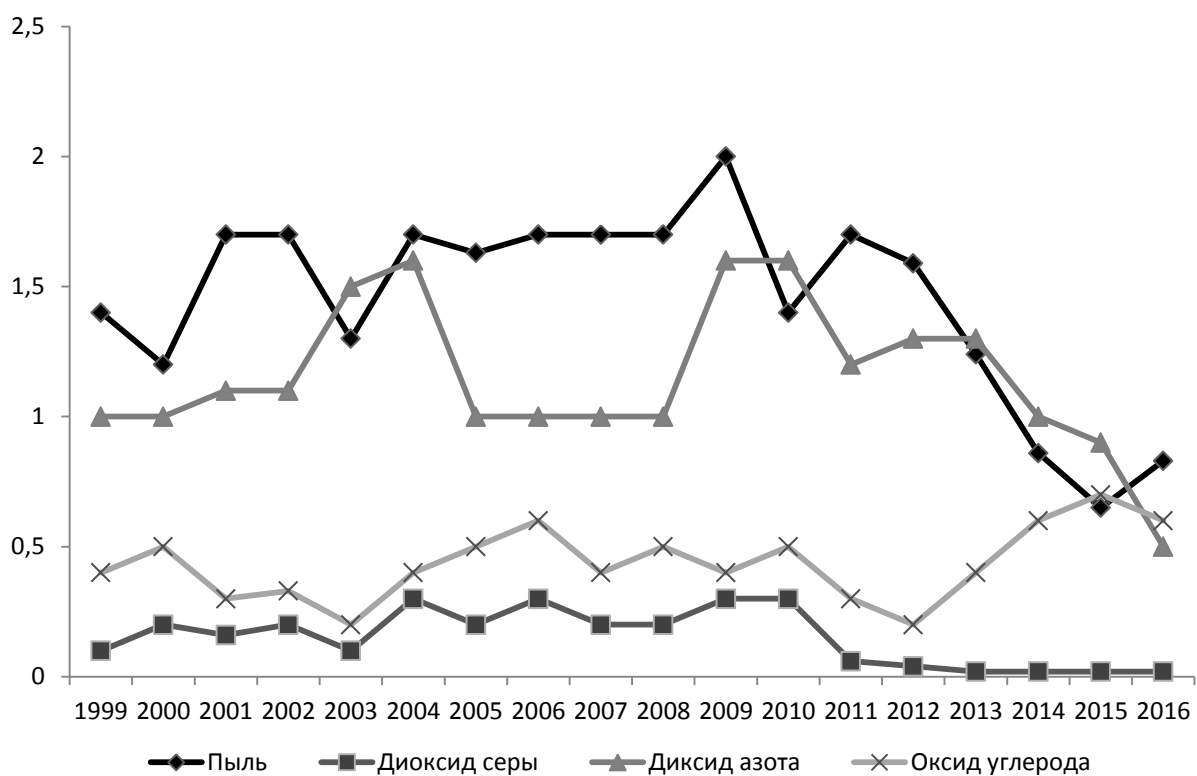


Рисунок 3.3 – Динамика изменения среднегодовых концентраций в городе Новокузнецк в долях ПДК_{с.с.} (1999-2016 гг.)

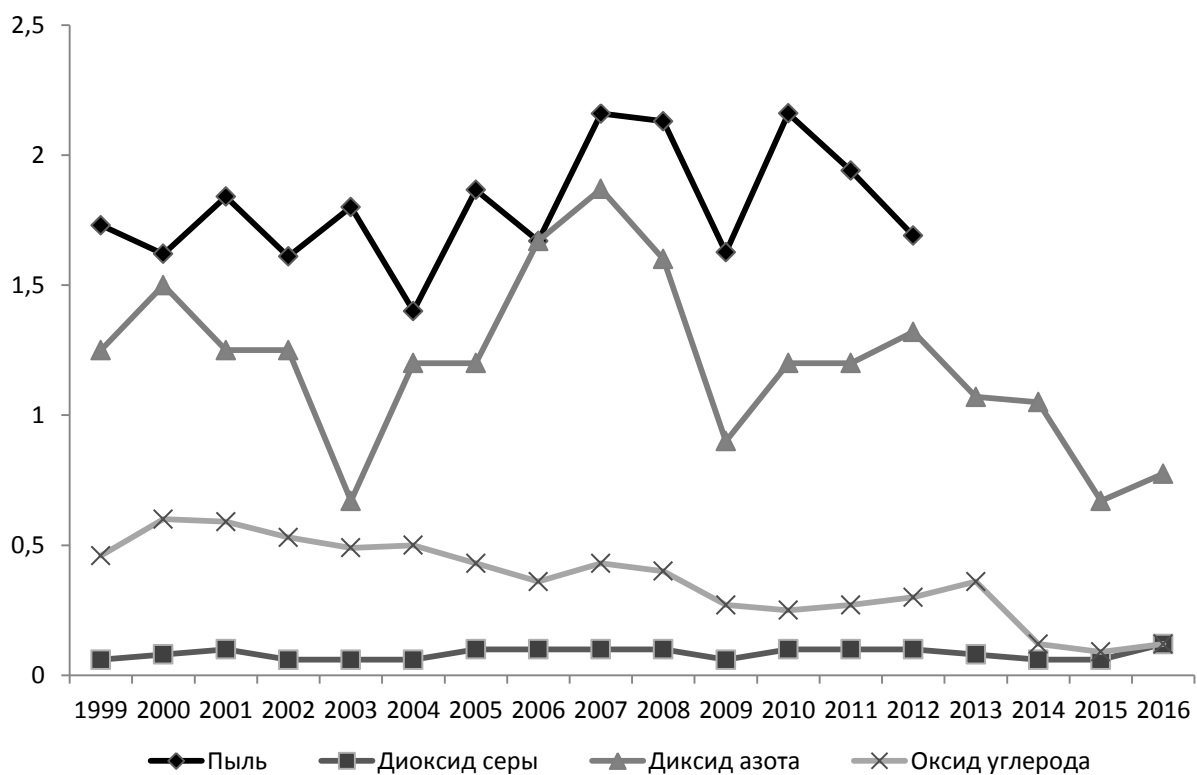


Рисунок 3.4 – Динамика изменения среднегодовых концентраций в городе Ачинск в долях в долях ПДК_{с.с.} (1999-2016 гг.)

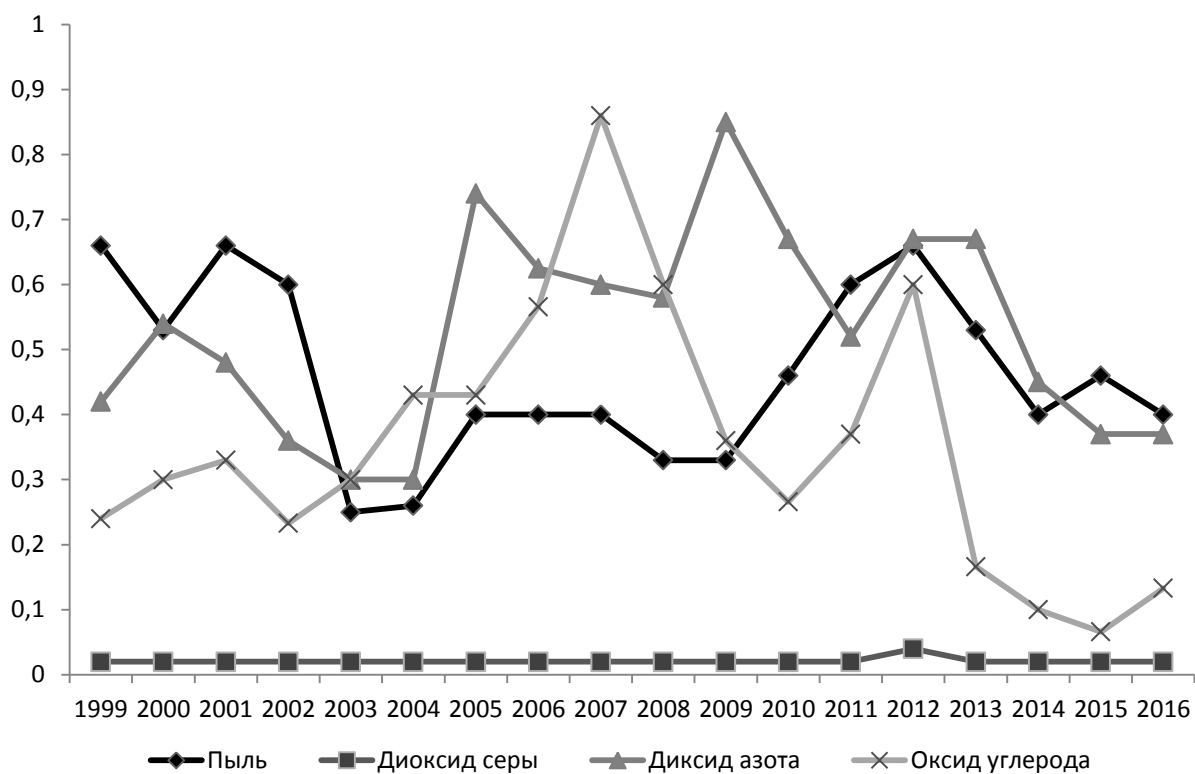


Рисунок 3.5 – Динамика изменения среднегодовых концентраций в городе Сыктывкар в долях ПДК_{с.с.} (1999-2016 гг.)

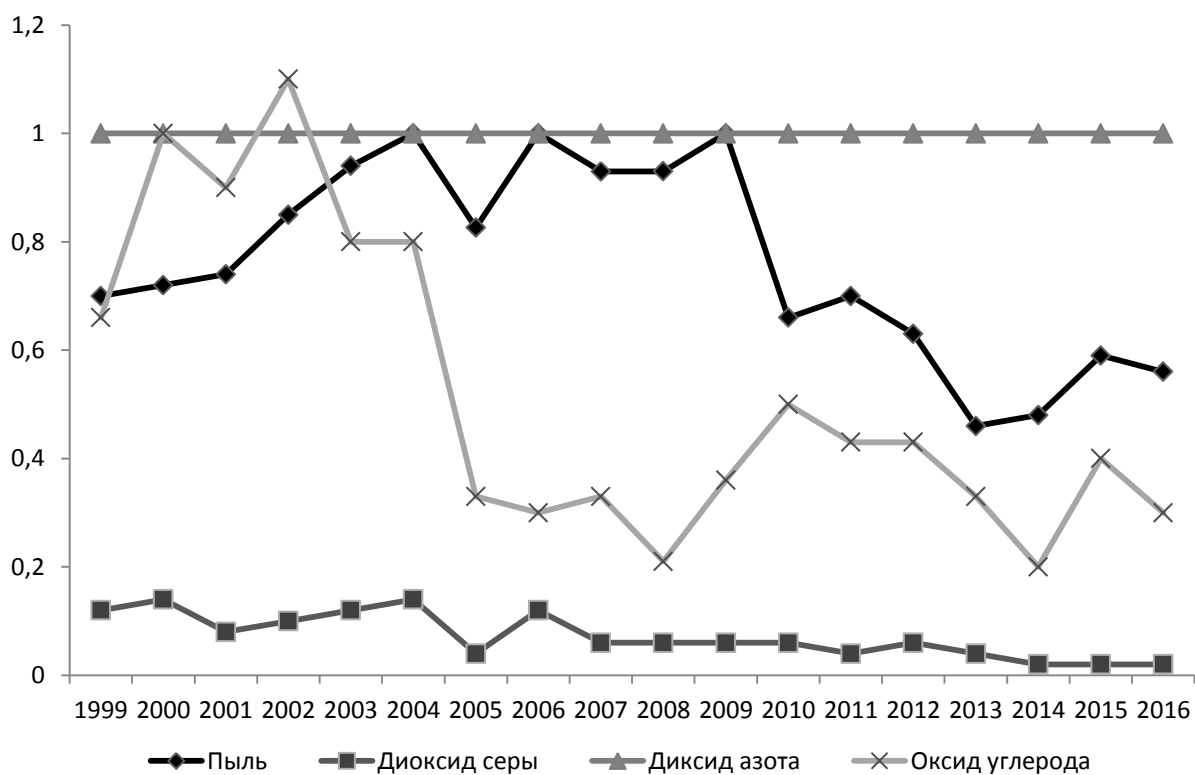


Рисунок 3.6 – Динамика изменения среднегодовых концентраций в городе Пермь в долях ПДК_{с.с.} (1999-2016 гг.)

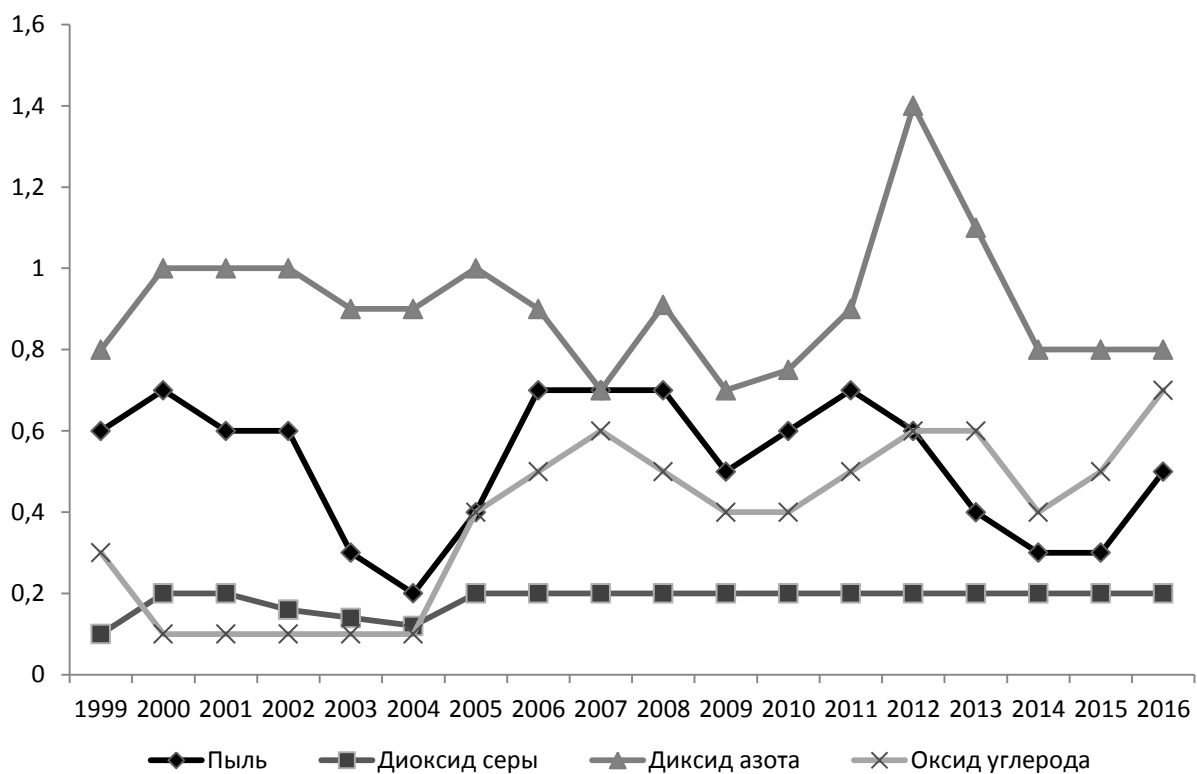


Рисунок 3.7 – Динамика изменения среднегодовых концентраций в городе Петропавловск - Камчатский в долях ПДК_{с.с.} (1999-2016 гг.)

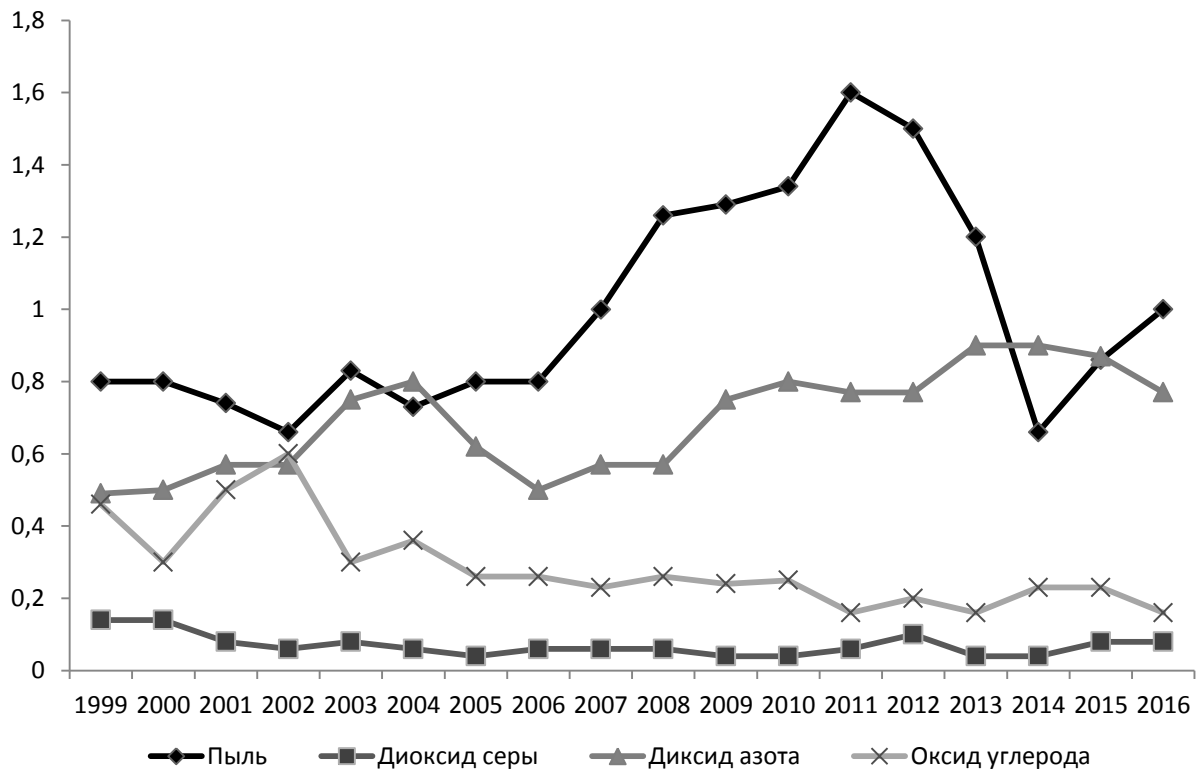


Рисунок 3.8 – Динамика изменения среднегодовых концентраций в городе Воркута в долях ПДК_{с.с.} (1999-2016 гг.)

Как видно из графиков, значения среднегодовых концентраций по всем веществам не превышала значений предельно допустимых концентраций в городах Сыктывкар и Пермь. Среднегодовые концентрации диоксида серы во всех городах за 17 лет практически не изменялись, оксида углерода – имеют тенденцию снижения в городах Ачинск, Сыктывкар, Пермь, диоксида азота – изменяются скачкообразно, пыли – в 2016 году ниже, чем в 1999 году во всех городах, кроме Воркуты

3.2. Разработка моделей для исследования опасности и риска при загрязнении атмосферного воздуха

3.2.1. Модель оценки загрязнения атмосферного воздуха по комплексу показателей

В настоящее время для характеристики качества воздуха в городах и выявления веществ, вносящих наибольший вклад в загрязнение атмосферы, а также для сравнительной оценки загрязнения атмосферного воздуха отдельных районов или городов принято использовать стандартный индекс (СИ) и комплексный индекс загрязнения атмосферы (КИЗА).

СИ – наибольшая измеренная за короткий период (20 минут) концентрация вещества, деленная на максимальную разовую предельно допустимую концентрацию (ПДК_{м.р.}). При СИ < 1 загрязнение воздуха не оказывает заметного влияния на здоровье человека и окружающую среду. При СИ > 10 загрязнение воздуха характеризуется как высокое.

Комплексный индекс загрязнения атмосферы (КИЗА) позволяет выявить, во сколько раз суммарный уровень загрязнения воздуха несколькими примесями превышает допустимое значение. Для этого уровни

загрязнения различными веществами приводят к уровню загрязнения одним каким-либо веществом (обычно диоксидом серы). Уровень КИЗА определяется согласно выражению (3.1):

$$I_{за} = \sum_{i=1}^n (q_i / ПДК_{с.с.})^{\beta_i}, \quad (3.1)$$

где $I_{за}$ – индекс загрязнения атмосферы (КИЗА); i – номер вредной примеси; q_i – средняя суточная концентрация i -ой вредной примеси в воздухе; β_i – показатель вредности i -ой вредной примеси, зависящий от класса опасности вещества. Константа β_i позволяет привести степень вредности i -го вещества к степени вредности диоксида серы (3 класс опасности). Значение показателя β_i для веществ первого класса опасности (чрезвычайно опасные) равно 1,7; для второго (высоко опасные) – 1,3; третьего (умеренно опасные) – 1; четвертого (малоопасные) – 0,9. Единица соответствует веществам одного класса опасности с диоксидом серы (третьего).

Пример классификации состояния атмосферного воздуха с учетом индекса КИЗА приведен в таблице 3.1. КИЗА как комплексный показатель определяет не абсолютный, а относительный уровень загрязнения местности. Так, класс нормы (Н) по КИЗА соответствует уровню загрязнения воздуха ниже среднего по городам страны, класс риска (Р) равен среднему значению, класс кризиса (К) означает превышение среднего уровня, а класс бедствия (Б) – его значительное превышение.

Таблица 3.1 – Критерии оценки состояния загрязнения атмосферы по индексу КИЗА

Показатели	<i>Н</i>	<i>Р</i>	<i>К</i>	<i>Б</i>
КИЗА	Менее 5	5 - 8	8 - 15	Более 15

Такой же принцип может быть использован и для определения характеристик устойчивости выделенных зон территории и всей территории в целом с использованием экосистемных показателей. Иными словами, для i -ой зоны должны быть определены значения I_{i1}, I_{i2}, I_{i3} так, что при $I_{ik} < I_{i1}$ можно было бы с достаточной степенью обоснованности утверждать, что i -я зона находится в устойчивом (нормальном) состоянии, при $I_{i1} \leq I_{ik} < I_{i2}$ – в состоянии с умеренным нарушением устойчивости (в состоянии риска), при $I_{i2} \leq I_{ik} < I_{i3}$ – в состоянии кризиса и при $I_{i3} < I_{ik}$ бедствия.

С учетом вышеизложенного разработана модель оценки риска по комплексу показателей в среде Matlab-Simulink.

3.2.2. Модель оценки риска при загрязнении атмосферного воздуха оксидом углерода, диоксидом серы, пылью, диоксидом азота

Используя указанное в разделе 2.4.1, для построения количественной модели оценки риска воздействий при загрязнении атмосферного воздуха зависимость «доза-эффект» разбивалась на три диапазона (области приемлемых, малых и больших рисков) и функция зависимости на каждом диапазоне описывалась своим математическим уравнением.

– Область приемлемых рисков:

$$AR_* = 0, \text{ при } 0 \leq HQ < 1. \quad (3.2)$$

– Область малых рисков ($1 \leq HQ < HQ_n$): риск (AR_-) характеризуется линейной зависимостью вида (2.3).

Соответствующие коэффициенты a и b определяются из условия равенства рисков $AR_- = R_p$ при $HQ = 1$ и $AR_- = R_n$ на уровне $NOAEL$ (HQ_n) или

аналогичном пороге воздействия, а величины $R_p = \text{unifrnd}(R_{\min}, R_{\max})$ и $R_n = \text{unifrnd}(R_{\min}, R_{\max})$ имеют равномерное распределение, которое моделируется М-функцией *unifrnd* системы Matlab.

– Область больших рисков ($HQ > HQ_n$): риск (AR_+) характеризуется распределением вида (2.4), где коэффициент $\tilde{\alpha}_*$ определяется из условия, что $AR_+ = R_n$ на уровне *NOAEL* или аналогичном пороге.

В свою очередь генерируемые диапазоны изменения рисков составляют $R_p = 0 - 10^{-5}$ и $R_n = 0,05 - 0,10$.

В связи со значительной неопределенностью данных в области слабых воздействий уравнение (2.3) при $1 \leq HQ < HQ_n$ рассматривается как верхняя оценка атрибутивного риска, а уравнение (2.4) дает нижнюю оценку.

В связи с неопределенностью данных для оценки риска в области экстраполяции используем верхнюю и нижнюю оценки риска, построенные по результатам имитационного эксперимента.

В области малых рисков исключительно высока неопределенность данных, в связи с чем для оценки риска используют метод, представленный в разделе 2.4.2, суть которого графически показана на рисунке 2.1.

С учетом вышеописанного алгоритма разработана объектная модель для определения параметров зависимости «доза-эффект» в среде Matlab-Simulink. В качестве примера блок-диаграмма модели зависимости «доза-эффект» для оксида углерода приведена на рисунке 3.9.

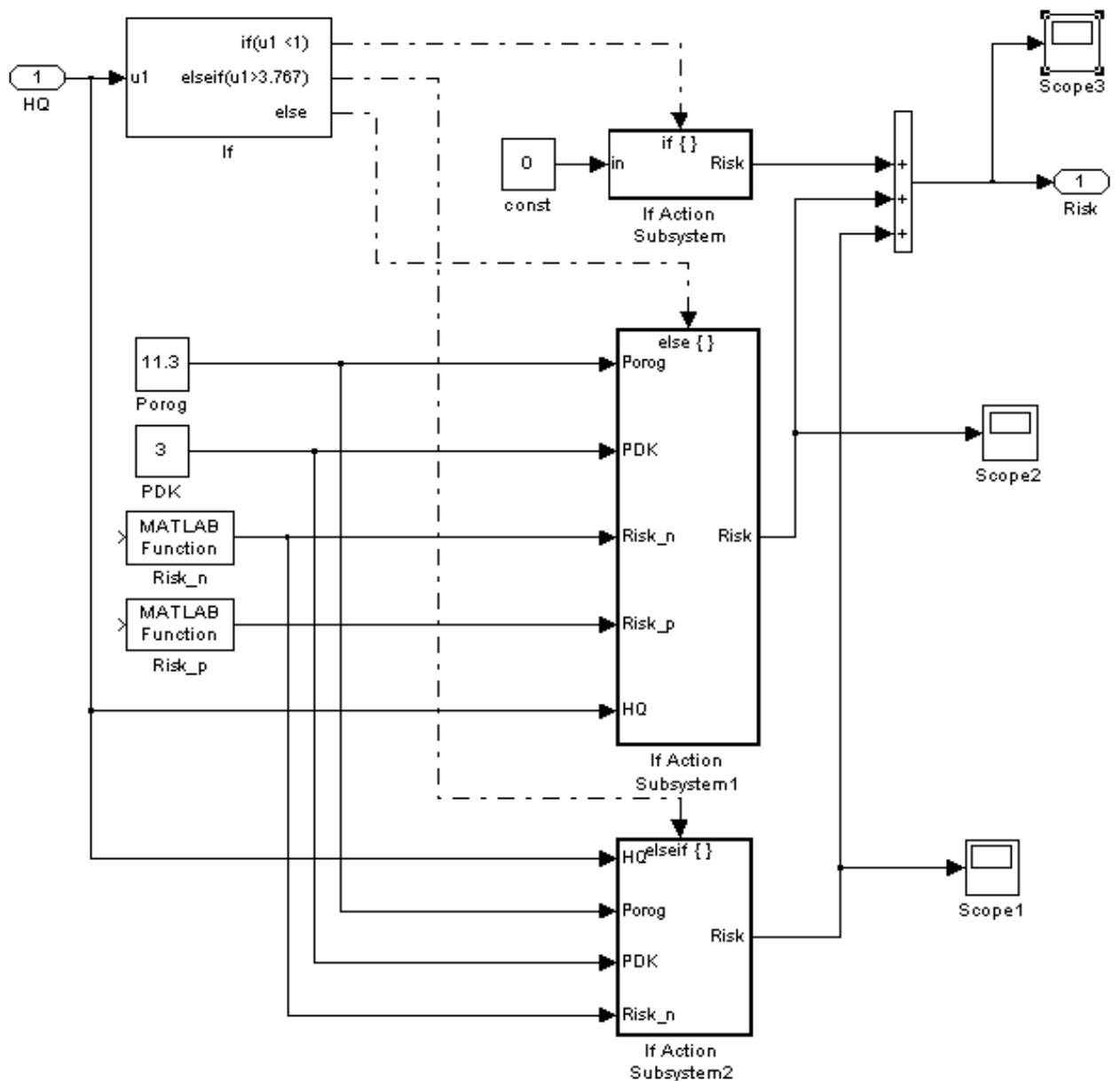


Рисунок 3.9. Блок-диаграмма подпрограммы определения параметров зависимости «доза-эффект» для оксида углерода, выполненная инструментами *Simulink* в среде *Matlab*.

Подпрограмма *Subsystem* реализует расчет параметров зависимости «доза-эффект» согласно уравнению (3.2), подпрограмма *Subsystem1* – согласно (2.3) и подпрограмма *Subsystem2* позволяет выполнять расчеты согласно уравнению (2.4).

На рисунке 3.10 показана структура подпрограммы *Subsystem1* для разработанной объектной модели зависимости «доза-эффект».

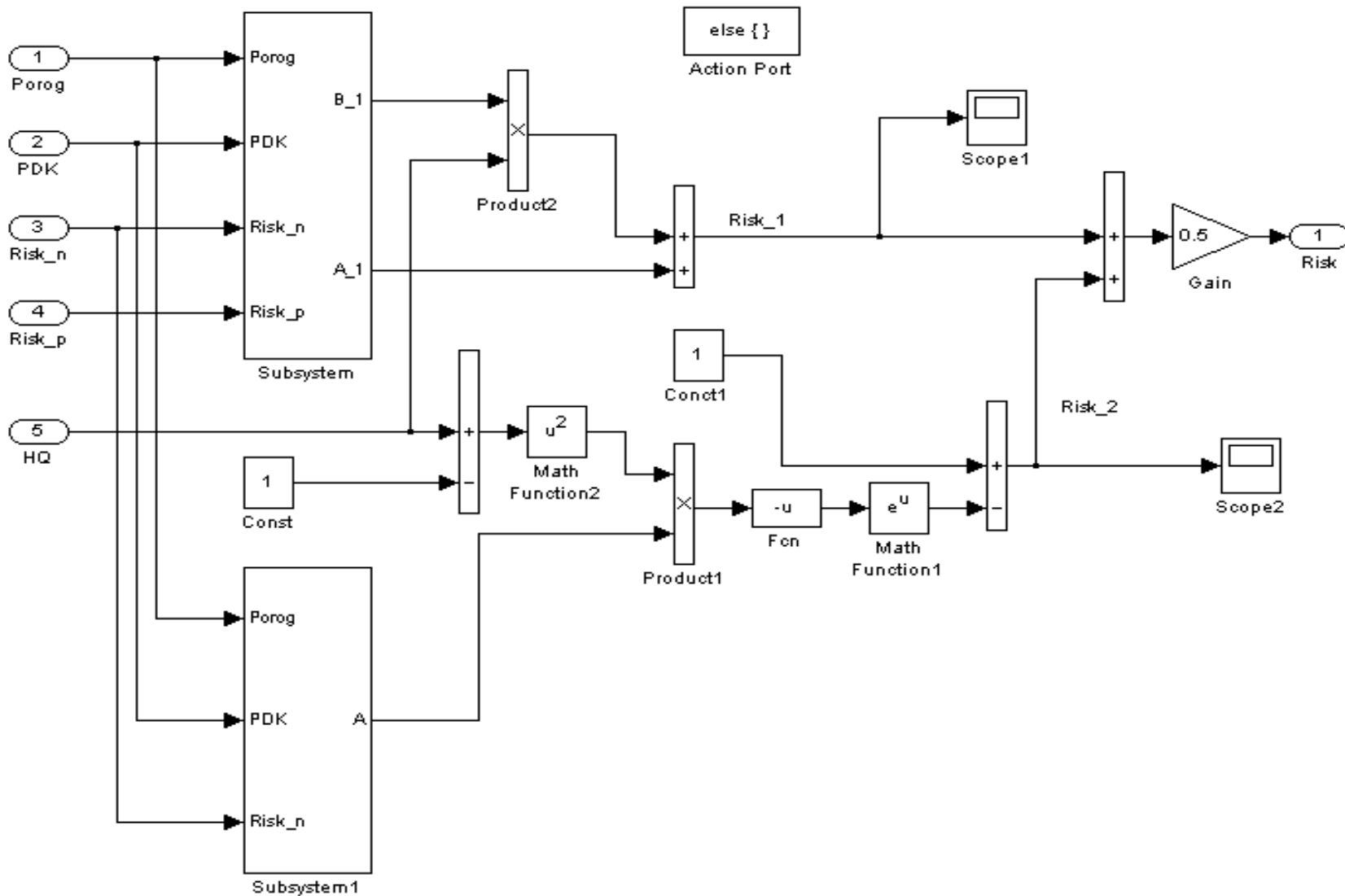


Рисунок 3.10. Блок *Subsystem1* объектной модели определения параметров зависимости «доза-эффект», выполненный инструментами *Simulink* в среде *Matlab*.

В данной объектной модели при определении параметров зависимости «доза-эффект» величины RfC и $NOAEL$ задаются как константы, риски R_p и R_h представляются равномерно распределенными величинами с использованием блоков *Matlab Function*. Расчеты ведутся отдельно для области приемлемых, малых и больших рисков, с использованием блока *Subsystem IF*. Результаты моделирования выводятся на виртуальные осциллографы *Scope*.

По аналогии разработаны соответствующие объектные модели для всех остальных приоритетных вредных веществ, загрязняющих атмосферный воздух промышленных городов.

С использованием приведенной модели определены параметры зависимости «доза-эффект» для различных вредных веществ, которая представляет собой непрерывную функцию и имеет качественно разный вид в области приемлемых, малых и больших рисков.

Аналогичным образом возможно построение количественной модели зависимости «доза-эффект» при использовании данных о предельно допустимых концентрациях вредного вещества.

Для определения параметров зависимости «доза-эффект», основанной на методических подходах, принятых при установлении ПДК [25], разработана объектная модель, аналогичная модели приведенной на рисунке 3.10. При определении коэффициентов a и b в уравнении (2.3) для зависимости «доза-эффект» риск R_p принимался равным приемлемому риску в диапазоне $0 - 10^{-5}$, риск на пороге хронического действия R_h принимался в диапазоне $R_h = 0,05 - 0,10$.

Риски в этом случае существенно более высокие, чем для количественных оценок по моделям с учетом данных о референтных уровнях хронических воздействий. Разброс данных при моделировании рисков генераторами случайных чисел может составлять от 5 до 10 % на уровне $NOAEL$ или пороговой концентрации, вызывающей хронический эффект, до

10 – 20 % на более высоких концентрациях вредных веществ. Это даёт возможность учитывать неопределенность данных при оценках атрибутивного риска.

При имитационном моделировании на уровне *NOAEL* при времени воздействия 1 час риск возникновения немедленных вредных эффектов принимался равным $R_n = 0,05 - 0,10$, а при имитационном моделировании с использованием данных о предельно допустимых концентрациях для определения параметров зависимости «доза-эффект» были использованы данные о ПДК_{м.р.} и классе опасности вредного вещества В рефлекторном эксперименте пороговый риск $R_n = 0,16$ определяет значения пороговой концентрации, вызывающей рефлекторный (раздражающий) эффект, риск рефлекторного воздействия принимался в диапазоне $R_n = 0,1 - 0,2$.

3.2.3. Модель оценки риска при загрязнении атмосферного воздуха совокупностью химических веществ

На основе модели из предыдущего раздела разработана модель оценки риска при загрязнении атмосферы совокупностью химических веществ.

При одновременном хроническом воздействии нескольких загрязняющих веществ i в области малых рисков вероятности воздействий складывались как при использовании данных о предельно допустимых концентрациях, так и при использовании данных о референтных концентрациях:

$$R = R_1 + R_2 + R_3 + \dots + R_i. \quad (3.3)$$

В области больших рисков при хроническом воздействии совокупности вредных веществ перемножались вероятности отсутствия воздействия на организм:

$$R = 1 - (1 - R_1)(1 - R_2)(1 - R_3) \dots (1 - R_i). \quad (3.4)$$

Аналогично для острых воздействий при загрязнении атмосферного воздуха совокупностью химических веществ на человека в области малых рисков значения вероятностей складывались, в области больших рисков – перемножались отсутствия вероятностей воздействия.

3.3. Обобщение результатов модельных расчетов воздействия приоритетных загрязнителей атмосферного воздуха на реципиентов

Описанные в разделе 3.2 модели применялись при расчете территориальных рисков загрязнения атмосферного воздуха в промышленных городах.

В данной работе в качестве объекта воздействия выступает население средних и крупных промышленных городов России и Европы на протяжении 17 лет (1999–2016 гг.).

Расчет рисков производился отдельно для каждого из четырех приоритетных загрязнителей (взвешенные вещества, диоксид азота, диоксид серы и оксид углерода) с учетом концепций *ПДК* и *RfC*.

Результаты расчетов хронических рисков для некоторых городов России и Европы представлены в таблицах 3.2 – 3.5.

Таблица 3.2 – Риски хронических воздействий вредных веществ при загрязнении атмосферы городов России, оцененные с учетом методологии ПДК и RfC (2013 – 2016 гг.)

Город	Загрязнитель							
	Взвешенные вещества		Диоксид серы		Диоксид азота		Оксид углерода	
	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC
2016 г.:								
Ачинск	$0,05 \times 10^6$	$0,21 \times 10^7$	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$7,62 \times 10^5$	$7,09 \times 10^6$	$2,17 \times 10^7$	0
Новокузнецк	$4,12 \times 10^5$	$8,62 \times 10^6$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$9,06 \times 10^6$	$8,74 \times 10^7$	$5,56 \times 10^6$	0
Красноярск	$1,46 \times 10^6$	$2,18 \times 10^7$	$5,13 \times 10^5$	$3,17 \times 10^6$	$1,36 \times 10^3$	$1,02 \times 10^4$	$4,39 \times 10^7$	0
Кемерово	$0,18 \times 10^6$	$0,42 \times 10^7$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$6,58 \times 10^3$	$4,12 \times 10^4$	$1,63 \times 10^6$	0
Иркутск	$2,01 \times 10^2$	$3,98 \times 10^3$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$7,27 \times 10^7$	0
Хабаровск	$8,42 \times 10^4$	$1,63 \times 10^6$	$6,97 \times 10^7$	$3,24 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$6,98 \times 10^6$	0
Астрахань	$1,21 \times 10^6$	$1,96 \times 10^7$	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$7,48 \times 10^5$	$6,97 \times 10^6$	$7,27 \times 10^7$	0
Саратов	$0,18 \times 10^6$	$0,42 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
Пермь	$8,78 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$7,27 \times 10^7$	0
Ростов-на-Дону	$9,80 \times 10^4$	$1,87 \times 10^6$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
2015 г.:								
Ачинск	$7,62 \times 10^7$	$1,52 \times 10^9$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$6,72 \times 10^4$	$6,43 \times 10^5$	$1,75 \times 10^7$	0
Новокузнецк	$9,73 \times 10^6$	$1,85 \times 10^8$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$4,56 \times 10^4$	$4,13 \times 10^5$	$1,63 \times 10^6$	0
Красноярск	$1,08 \times 10^6$	$1,53 \times 10^7$	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$7,48 \times 10^5$	$6,97 \times 10^6$	$4,94 \times 10^7$	0
Кемерово	$5,48 \times 10^6$	$9,07 \times 10^7$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$5,49 \times 10^4$	$6,01 \times 10^5$	$0,96 \times 10^6$	0
Иркутск	$8,67 \times 10^3$	$1,61 \times 10^5$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$5,94 \times 10^4$	$5,74 \times 10^5$	$0,96 \times 10^6$	0
Хабаровск	$3,17 \times 10^3$	$6,57 \times 10^4$	$5,63 \times 10^5$	$3,51 \times 10^6$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$7,49 \times 10^6$	0
Астрахань	$9,81 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$6,58 \times 10^7$	0
Саратов	$1,21 \times 10^6$	$1,96 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$4,31 \times 10^5$	0
Пермь	$8,87 \times 10^5$	$1,79 \times 10^7$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$1,63 \times 10^6$	0
Ростов-на-Дону	$9,56 \times 10^3$	$1,83 \times 10^5$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
2014 г.:								
Ачинск	$7,62 \times 10^7$	$1,52 \times 10^9$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,43 \times 10^4$	$5,24 \times 10^5$	$4,34 \times 10^7$	0
Новокузнецк	$3,17 \times 10^5$	$6,96 \times 10^6$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$5,56 \times 10^6$	0
Красноярск	$9,32 \times 10^7$	$1,81 \times 10^9$	$5,47 \times 10^7$	$2,63 \times 10^8$	$6,82 \times 10^5$	$6,42 \times 10^6$	$4,11 \times 10^7$	0
Кемерово	$1,07 \times 10^7$	$1,31 \times 10^8$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,76 \times 10^3$	$6,36 \times 10^4$	$0,96 \times 10^6$	0
Иркутск	$4,45 \times 10^3$	$9,15 \times 10^4$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$6,98 \times 10^6$	0
Хабаровск	$3,76 \times 10^3$	$7,74 \times 10^4$	$8,24 \times 10^5$	$4,16 \times 10^6$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$9,45 \times 10^5$	0
Астрахань	$9,81 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$4,59 \times 10^7$	$2,21 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$8,01 \times 10^7$	0
Саратов	$5,84 \times 10^6$	$9,37 \times 10^7$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,76 \times 10^3$	$6,36 \times 10^4$	$6,87 \times 10^5$	0
Пермь	$8,39 \times 10^6$	$1,60 \times 10^8$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$4,30 \times 10^7$	0
Ростов-на-Дону	$3,52 \times 10^3$	$7,38 \times 10^4$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,12 \times 10^4$	$5,97 \times 10^5$	$4,68 \times 10^7$	0
2013 г.:								
Ачинск	$0,07 \times 10^4$	$0,15 \times 10^5$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$5,54 \times 10^4$	$5,21 \times 10^5$	$0,89 \times 10^6$	0
Новокузнецк	$1,02 \times 10^3$	$2,11 \times 10^4$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$5,94 \times 10^4$	$5,74 \times 10^5$	$1,63 \times 10^6$	0
Красноярск	$0,87 \times 10^4$	$1,51 \times 10^5$	$5,47 \times 10^7$	$2,63 \times 10^8$	$5,01 \times 10^4$	$4,48 \times 10^5$	$3,51 \times 10^7$	0
Кемерово	$3,56 \times 10^7$	$7,19 \times 10^8$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$7,51 \times 10^5$	$7,29 \times 10^6$	$1,63 \times 10^6$	0
Иркутск	$1,35 \times 10^3$	$2,72 \times 10^4$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$6,98 \times 10^6$	0
Хабаровск	$3,38 \times 10^3$	$7,01 \times 10^4$	$9,79 \times 10^5$	$4,64 \times 10^6$	$6,06 \times 10^4$	$5,86 \times 10^5$	$9,24 \times 10^6$	0
Астрахань	0	0	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$0,17 \times 10^6$	0
Саратов	$1,21 \times 10^6$	$1,96 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$6,58 \times 10^3$	$4,12 \times 10^4$	$2,38 \times 10^5$	0
Пермь	$5,84 \times 10^6$	$9,37 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$0,17 \times 10^6$	0
Ростов-на-Дону	$8,70 \times 10^4$	$1,63 \times 10^6$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0

Таблица 3.3 – Риски хронических воздействий вредных веществ при загрязнении атмосферы городов России, оцененные с учетом методологии ПДК и RfC (2009 – 2012 гг.)

Город	Загрязнитель							
	Взвешенные вещества		Диоксид серы		Диоксид азота		Оксид углерода	
	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC
2012 г.:								
Ачинск	$6,63 \times 10^3$	$2,31 \times 10^5$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$7,82 \times 10^5$	$7,54 \times 10^6$	$7,59 \times 10^7$	0
Новокузнецк	$5,75 \times 10^3$	$1,89 \times 10^5$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,94 \times 10^4$	$5,74 \times 10^5$	$8,03 \times 10^6$	0
Красноярск	$4,37 \times 10^3$	$8,96 \times 10^4$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$6,16 \times 10^4$	$6,15 \times 10^5$	$4,11 \times 10^7$	0
Кемерово	$5,48 \times 10^6$	$9,07 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$6,58 \times 10^3$	$4,12 \times 10^4$	$6,87 \times 10^5$	0
Иркутск	$2,93 \times 10^3$	$6,04 \times 10^4$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$5,49 \times 10^4$	$6,01 \times 10^5$	$0,96 \times 10^6$	0
Хабаровск	$2,61 \times 10^3$	$5,57 \times 10^4$	$1,26 \times 10^4$	$0,11 \times 10^5$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$5,37 \times 10^4$	0
Астрахань	$9,81 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$6,12 \times 10^4$	$5,97 \times 10^5$	$0,17 \times 10^6$	0
Саратов	$4,78 \times 10^6$	$9,07 \times 10^7$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$6,05 \times 10^4$	$6,15 \times 10^5$	$4,31 \times 10^5$	0
Пермь	$9,56 \times 10^5$	$1,96 \times 10^7$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$2,65 \times 10^6$	0
Ростов-на-Дону	$2,89 \times 10^4$	$5,73 \times 10^5$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
2011 г.:								
Ачинск	$9,31 \times 10^3$	$1,87 \times 10^5$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$6,09 \times 10^7$	0
Новокузнецк	$7,01 \times 10^3$	$1,49 \times 10^5$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$5,56 \times 10^6$	0
Красноярск	$5,11 \times 10^3$	$9,98 \times 10^4$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,54 \times 10^4$	$4,51 \times 10^5$	$8,43 \times 10^7$	0
Кемерово	$9,74 \times 10^6$	$1,89 \times 10^8$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$6,76 \times 10^3$	$6,36 \times 10^4$	$4,31 \times 10^5$	0
Иркутск	$3,50 \times 10^3$	$7,09 \times 10^4$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,12 \times 10^4$	$5,86 \times 10^5$	$1,63 \times 10^6$	0
Хабаровск	$7,65 \times 10^3$	$1,91 \times 10^5$	$9,79 \times 10^5$	$4,64 \times 10^6$	$4,56 \times 10^4$	$4,13 \times 10^4$	$3,86 \times 10^4$	0
Астрахань	$9,81 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,05 \times 10^4$	$6,15 \times 10^5$	$0,17 \times 10^6$	0
Саратов	$3,24 \times 10^6$	$6,82 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$6,05 \times 10^4$	$6,15 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
Пермь	$9,92 \times 10^5$	$1,97 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$2,65 \times 10^6$	0
Ростов-на-Дону	$1,76 \times 10^3$	$3,51 \times 10^4$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$6,05 \times 10^4$	$6,15 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
2010 г.:								
Ачинск	$1,01 \times 10^2$	$2,98 \times 10^3$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$5,75 \times 10^7$	0
Новокузнецк	$2,93 \times 10^3$	$6,04 \times 10^4$	$5,31 \times 10^5$	$2,56 \times 10^6$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$8,03 \times 10^6$	0
Красноярск	$0,96 \times 10^3$	$1,89 \times 10^4$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,54 \times 10^4$	$4,51 \times 10^5$	$1,63 \times 10^6$	0
Кемерово	$0,18 \times 10^6$	$0,42 \times 10^7$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$9,74 \times 10^6$	$1,89 \times 10^8$	$8,03 \times 10^6$	0
Иркутск	$4,45 \times 10^3$	$9,15 \times 10^4$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$8,03 \times 10^6$	0
Хабаровск	$2,93 \times 10^3$	$6,04 \times 10^4$	$9,23 \times 10^5$	$4,42 \times 10^6$	$5,54 \times 10^4$	$4,51 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
Астрахань	$9,81 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$7,48 \times 10^5$	$6,97 \times 10^6$	$3,86 \times 10^4$	0
Саратов	$1,21 \times 10^6$	$1,96 \times 10^7$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$8,62 \times 10^5$	0
Пермь	$9,81 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$5,56 \times 10^6$	0
Ростов-на-Дону	$0,96 \times 10^3$	$1,89 \times 10^4$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,06 \times 10^4$	$5,51 \times 10^5$	$2,38 \times 10^5$	0
2009 г.:								
Ачинск	$5,01 \times 10^3$	$9,36 \times 10^4$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$4,56 \times 10^4$	$4,13 \times 10^5$	$5,23 \times 10^7$	0
Новокузнецк	$0,38 \times 10^2$	$0,82 \times 10^3$	$5,31 \times 10^5$	$2,56 \times 10^6$	$6,6 \times 10^3$	$7,54 \times 10^4$	$4,31 \times 10^5$	0
Красноярск	$8,59 \times 10^4$	$1,61 \times 10^6$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$5,76 \times 10^3$	$6,36 \times 10^4$	$1,63 \times 10^6$	0
Кемерово	$0,18 \times 10^6$	$0,42 \times 10^7$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$1,56 \times 10^2$	$2,05 \times 10^3$	$8,03 \times 10^6$	0
Иркутск	$3,50 \times 10^3$	$7,09 \times 10^4$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$1,36 \times 10^3$	$1,02 \times 10^4$	$2,38 \times 10^5$	0
Хабаровск	$2,93 \times 10^3$	$6,04 \times 10^4$	$6,46 \times 10^5$	$3,15 \times 10^6$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$4,31 \times 10^5$	0
Астрахань	$9,81 \times 10^5$	$1,63 \times 10^7$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$7,48 \times 10^5$	$6,97 \times 10^6$	$3,86 \times 10^4$	0
Саратов	$5,48 \times 10^6$	$9,07 \times 10^7$	$0,14 \times 10^7$	$0,06 \times 10^8$	$2,47 \times 10^3$	$1,98 \times 10^4$	$7,91 \times 10^5$	0
Пермь	$0,59 \times 10^4$	$0,98 \times 10^5$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,16 \times 10^4$	$5,03 \times 10^5$	$0,96 \times 10^6$	0
Ростов-на-Дону	$0,96 \times 10^3$	$1,89 \times 10^4$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$1,73 \times 10^2$	$2,24 \times 10^3$	$3,86 \times 10^4$	0

Таблица 3.4 – Риски хронических воздействий вредных веществ при загрязнении атмосферы городов России, оцененные с учетом методологии ПДК и RfC (2005 – 2008 гг.)

Город	Загрязнитель							
	Взвешенные вещества		Диоксид серы		Диоксид азота		Оксид углерода	
	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC
2008 г.:								
Ачинск	$5,98 \times 10^{-2}$	$9,77 \times 10^{-3}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$6,13 \times 10^{-3}$	$7,32 \times 10^{-4}$	$1,63 \times 10^{-6}$	0
Новокузнецк	$7,01 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-5}$	$4,18 \times 10^{-5}$	$2,05 \times 10^{-6}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$8,03 \times 10^{-6}$	0
Красноярск	$1,35 \times 10^{-3}$	$2,72 \times 10^{-4}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$7,46 \times 10^{-3}$	$8,02 \times 10^{-4}$	$7,27 \times 10^{-7}$	0
Кемерово	$3,56 \times 10^{-7}$	$7,19 \times 10^{-8}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$5,76 \times 10^{-3}$	$6,36 \times 10^{-4}$	$8,03 \times 10^{-6}$	0
Иркутск	$2,01 \times 10^{-2}$	$3,98 \times 10^{-3}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$2,47 \times 10^{-3}$	$1,98 \times 10^{-4}$	$8,62 \times 10^{-5}$	0
Хабаровск	$4,45 \times 10^{-3}$	$9,15 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-4}$	$0,11 \times 10^{-5}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$6,99 \times 10^{-4}$	0
Астрахань	$1,21 \times 10^{-6}$	$1,96 \times 10^{-7}$	$1,74 \times 10^{-7}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$6,12 \times 10^{-4}$	$5,97 \times 10^{-5}$	$2,93 \times 10^{-4}$	0
Саратов	$0,18 \times 10^{-6}$	$0,42 \times 10^{-7}$	$0,14 \times 10^{-7}$	$0,06 \times 10^{-8}$	$2,47 \times 10^{-3}$	$1,98 \times 10^{-4}$	$8,62 \times 10^{-5}$	0
Пермь	$0,04 \times 10^{-4}$	$0,10 \times 10^{-5}$	$1,74 \times 10^{-7}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$3,27 \times 10^{-7}$	0
Ростов-на-Дону	$3,49 \times 10^{-3}$	$7,21 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$4,87 \times 10^{-5}$	$2,38 \times 10^{-5}$	0
2007 г.:								
Ачинск	$1,01 \times 10^{-2}$	$2,98 \times 10^{-3}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$7,74 \times 10^{-3}$	$8,21 \times 10^{-4}$	$2,65 \times 10^{-6}$	0
Новокузнецк	$7,01 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-5}$	$4,18 \times 10^{-5}$	$2,05 \times 10^{-6}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$1,63 \times 10^{-6}$	0
Красноярск	$0,96 \times 10^{-3}$	$1,89 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$6,06 \times 10^{-4}$	$5,51 \times 10^{-5}$	$0,96 \times 10^{-6}$	0
Кемерово	$1,08 \times 10^{-7}$	$2,33 \times 10^{-8}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$5,56 \times 10^{-6}$	0
Иркутск	$2,93 \times 10^{-3}$	$6,04 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$3,86 \times 10^{-4}$	0
Хабаровск	$4,16 \times 10^{-3}$	$8,85 \times 10^{-4}$	$4,18 \times 10^{-5}$	$2,05 \times 10^{-6}$	$6,06 \times 10^{-4}$	$5,51 \times 10^{-5}$	$5,37 \times 10^{-4}$	0
Астрахань	$1,21 \times 10^{-6}$	$1,96 \times 10^{-7}$	$1,74 \times 10^{-7}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$6,12 \times 10^{-4}$	$5,97 \times 10^{-5}$	$3,86 \times 10^{-4}$	0
Саратов	$5,48 \times 10^{-6}$	$9,07 \times 10^{-7}$	$0,14 \times 10^{-7}$	$0,06 \times 10^{-8}$	$7,74 \times 10^{-3}$	$8,21 \times 10^{-4}$	$0,32 \times 10^{-4}$	0
Пермь	$0,04 \times 10^{-4}$	$0,10 \times 10^{-5}$	$1,74 \times 10^{-7}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$0,17 \times 10^{-6}$	0
Ростов-на-Дону	$0,38 \times 10^{-2}$	$0,82 \times 10^{-3}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$9,45 \times 10^{-5}$	0
2006 г.:								
Ачинск	$5,09 \times 10^{-3}$	$9,41 \times 10^{-4}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$6,13 \times 10^{-3}$	$7,32 \times 10^{-4}$	$0,89 \times 10^{-6}$	0
Новокузнецк	$7,01 \times 10^{-3}$	$1,49 \times 10^{-5}$	$5,31 \times 10^{-5}$	$2,56 \times 10^{-6}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$4,30 \times 10^{-7}$	0
Красноярск	$0,59 \times 10^{-4}$	$0,98 \times 10^{-5}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$7,46 \times 10^{-3}$	$8,02 \times 10^{-4}$	$2,65 \times 10^{-6}$	0
Кемерово	$3,56 \times 10^{-7}$	$7,19 \times 10^{-8}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$1,63 \times 10^{-6}$	0
Иркутск	$9,80 \times 10^{-4}$	$1,87 \times 10^{-6}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$6,06 \times 10^{-4}$	$5,51 \times 10^{-5}$	$7,91 \times 10^{-5}$	0
Хабаровск	$3,76 \times 10^{-3}$	$7,74 \times 10^{-4}$	$4,18 \times 10^{-5}$	$2,05 \times 10^{-6}$	$6,06 \times 10^{-4}$	$5,51 \times 10^{-5}$	$3,86 \times 10^{-4}$	0
Астрахань	$1,21 \times 10^{-6}$	$1,96 \times 10^{-7}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$4,52 \times 10^{-4}$	0
Саратов	$1,21 \times 10^{-6}$	$1,96 \times 10^{-7}$	$0,14 \times 10^{-7}$	$0,06 \times 10^{-8}$	$5,76 \times 10^{-3}$	$6,36 \times 10^{-4}$	$4,52 \times 10^{-4}$	0
Пермь	$9,81 \times 10^{-5}$	$1,63 \times 10^{-7}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$7,27 \times 10^{-7}$	0
Ростов-на-Дону	$0,38 \times 10^{-2}$	$0,82 \times 10^{-3}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$2,02 \times 10^{-4}$	0
2005 г.:								
Ачинск	$7,65 \times 10^{-3}$	$1,91 \times 10^{-5}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$6,06 \times 10^{-4}$	$5,51 \times 10^{-5}$	$2,65 \times 10^{-6}$	0
Новокузнецк	$5,09 \times 10^{-3}$	$9,41 \times 10^{-4}$	$4,18 \times 10^{-5}$	$2,05 \times 10^{-6}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$7,27 \times 10^{-7}$	0
Красноярск	$0,96 \times 10^{-3}$	$1,89 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$6,16 \times 10^{-4}$	$6,15 \times 10^{-5}$	$1,63 \times 10^{-6}$	0
Кемерово	$1,17 \times 10^{-7}$	$3,20 \times 10^{-8}$	$3,03 \times 10^{-7}$	$1,12 \times 10^{-8}$	$5,54 \times 10^{-4}$	$4,51 \times 10^{-5}$	$1,63 \times 10^{-6}$	0
Иркутск	$2,61 \times 10^{-3}$	$5,57 \times 10^{-4}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$6,06 \times 10^{-4}$	$5,51 \times 10^{-5}$	$6,87 \times 10^{-5}$	0
Хабаровск	$3,76 \times 10^{-3}$	$7,74 \times 10^{-4}$	$5,31 \times 10^{-5}$	$2,56 \times 10^{-6}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$4,52 \times 10^{-4}$	0
Астрахань	$1,21 \times 10^{-6}$	$1,96 \times 10^{-7}$	$2,41 \times 10^{-7}$	$1,66 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$2,93 \times 10^{-4}$	0
Саратов	$5,84 \times 10^{-6}$	$9,37 \times 10^{-7}$	$0,14 \times 10^{-7}$	$0,06 \times 10^{-8}$	$5,76 \times 10^{-3}$	$6,36 \times 10^{-4}$	$4,52 \times 10^{-4}$	0
Пермь	$4,12 \times 10^{-5}$	$8,62 \times 10^{-6}$	$3,86 \times 10^{-7}$	$2,70 \times 10^{-8}$	$5,16 \times 10^{-4}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$0,17 \times 10^{-6}$	0
Ростов-на-Дону	$4,45 \times 10^{-3}$	$9,15 \times 10^{-4}$	$1,74 \times 10^{-7}$	$1,01 \times 10^{-8}$	$7,74 \times 10^{-3}$	$8,21 \times 10^{-4}$	$1,19 \times 10^{-4}$	0

Таблица 3.5 – Риски хронических воздействий вредных веществ при загрязнении атмосферы городов Европы, оцененные с учетом методологии ПДК и RfC (2011 – 2016 гг.)

Город	Загрязнитель							
	Взвешенные вещества		Диоксид серы		Диоксид азота		Оксид углерода	
	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC	ПДК	RfC
2016 г.:								
Зеница	$7,43 \times 10^6$	$8,21 \times 10^7$	$3,86 \times 10^2$	$2,27 \times 10^3$	$4,97 \times 10^4$	$4,64 \times 10^5$	$0,17 \times 10^6$	0
Мюнхен	$0,18 \times 10^6$	$0,42 \times 10^7$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$5,54 \times 10^3$	$4,51 \times 10^4$	$4,30 \times 10^7$	0
Брно	$8,12 \times 10^7$	$4,89 \times 10^8$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,82 \times 10^4$	$6,42 \times 10^5$	$9,57 \times 10^8$	0
Будапешт	$9,34 \times 10^7$	$7,34 \times 10^8$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$7,89 \times 10^4$	$7,18 \times 10^5$	$3,75 \times 10^7$	0
2015 г.:								
Зеница	$9,74 \times 10^6$	$1,89 \times 10^8$	$1,72 \times 10^2$	$0,46 \times 10^3$	$4,17 \times 10^4$	$3,79 \times 10^5$	$1,21 \times 10^6$	0
Мюнхен	$7,74 \times 10^7$	$4,47 \times 10^8$	$1,02 \times 10^7$	$0,89 \times 10^8$	$6,17 \times 10^3$	$5,08 \times 10^4$	$3,27 \times 10^7$	0
Брно	$7,74 \times 10^7$	$4,47 \times 10^8$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$6,72 \times 10^4$	$6,43 \times 10^5$	$3,34 \times 10^7$	0
Будапешт	$9,6 \times 10^7$	$0,02 \times 10^7$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$7,89 \times 10^4$	$7,18 \times 10^5$	$4,06 \times 10^7$	0
2014 г.:								
Зеница	$7,12 \times 10^6$	$8,04 \times 10^7$	$5,27 \times 10^3$	$3,76 \times 10^4$	$5,16 \times 10^4$	$4,87 \times 10^5$	$6,09 \times 10^7$	0
Мюнхен	$7,74 \times 10^7$	$4,47 \times 10^8$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,97 \times 10^3$	$4,93 \times 10^4$	$0,17 \times 10^7$	0
Брно	$8,74 \times 10^7$	$6,63 \times 10^8$	$4,16 \times 10^7$	$3,26 \times 10^8$	$6,82 \times 10^4$	$6,42 \times 10^5$	$3,51 \times 10^7$	0
Будапешт	$9,60 \times 10^7$	$0,02 \times 10^7$	$4,16 \times 10^7$	$3,26 \times 10^8$	$7,89 \times 10^4$	$7,18 \times 10^5$	$3,75 \times 10^7$	0
2013 г.:								
Зеница	$7,65 \times 10^6$	$8,37 \times 10^7$	$7,42 \times 10^3$	$6,12 \times 10^4$	$7,62 \times 10^4$	$7,09 \times 10^5$	$0,17 \times 10^6$	0
Мюнхен	$8,74 \times 10^7$	$6,63 \times 10^8$	$1,74 \times 10^7$	$1,01 \times 10^8$	$5,97 \times 10^3$	$4,93 \times 10^4$	$3,63 \times 10^7$	0
Брно	$9,57 \times 10^7$	$8,11 \times 10^8$	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$8,69 \times 10^4$	$7,98 \times 10^5$	$4,13 \times 10^7$	0
Будапешт	$9,34 \times 10^7$	$7,34 \times 10^8$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$7,62 \times 10^4$	$7,09 \times 10^5$	$3,84 \times 10^7$	0
2012 г.:								
Зеница	$7,65 \times 10^6$	$8,37 \times 10^7$	$9,06 \times 10^3$	$7,86 \times 10^4$	$7,48 \times 10^4$	$6,97 \times 10^5$	$6,18 \times 10^7$	0
Мюнхен	$8,74 \times 10^7$	$6,63 \times 10^8$	$2,41 \times 10^7$	$1,66 \times 10^8$	$5,83 \times 10^3$	$4,68 \times 10^4$	$3,63 \times 10^7$	0
Брно	$9,57 \times 10^7$	$8,11 \times 10^8$	$4,16 \times 10^7$	$3,26 \times 10^8$	$4,56 \times 10^3$	$4,13 \times 10^4$	$6,09 \times 10^7$	0
Будапешт	$9,34 \times 10^7$	$7,34 \times 10^8$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$5,1 \times 10^3$	$4,8 \times 10^4$	$3,97 \times 10^7$	0
2011 г.:								
Зеница	$1,46 \times 10^6$	$2,18 \times 10^7$	$5,27 \times 10^3$	$3,76 \times 10^4$	$6,02 \times 10^4$	$6,21 \times 10^5$	$6,21 \times 10^7$	0
Мюнхен	$9,34 \times 10^7$	$7,34 \times 10^8$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$6,12 \times 10^3$	$5,01 \times 10^4$	$3,70 \times 10^7$	0
Брно	$9,6 \times 10^7$	$0,02 \times 10^7$	$4,16 \times 10^7$	$3,26 \times 10^8$	$7,62 \times 10^4$	$7,09 \times 10^5$	$3,93 \times 10^7$	0
Будапешт	$0,05 \times 10^6$	$0,21 \times 10^7$	$3,03 \times 10^7$	$1,12 \times 10^8$	$6,82 \times 10^4$	$6,42 \times 10^5$	$1,73 \times 10^6$	0

На основе таблиц 3.2 – 3.5 можно проследить динамику изменения рисков. Так, риски загрязнения атмосферного воздуха городов Европы взвешенными веществами, диоксидом серы, диоксидом азота и оксидом углерода практически не изменяются. Риски загрязнения атмосферного воздуха городов России имеют тенденцию снижения по всем загрязняющим веществам. В целом значения рисков хронического воздействия при загрязнении атмосферного воздуха городов лежат в диапазоне от $0,14 \times 10^{-7}$ до

$5,98 \times 10^{-2}$ с учетом методологии ПДК и $0,06 \times 10^{-8} - 7,46 \times 10^{-3}$ с учетом методологии RfC.

3.4. Количественная оценка фоновых концентраций и рисков для крупных и средних промышленных городов России и Европы по статистическим данным

Понятие фоновых рисков тесно связано с понятием фоновых концентраций.

Под фоновыми концентрациями подразумевают показатели содержания веществ в воздухе или воде, отвечающие средним условиям, характерным для данной территории или акватории, которые определяются глобальными или макрорегиональными природными процессами.

Существует несколько определений фоновых концентраций, некоторые из которых представлены в таблице 3.6.

Средние условия – это наиболее характерные особенности для данной территории, такие как вид предприятий, расположенных на данной территории, скорость и направление ветра, рельеф местности и др.

Фоновые концентрации устанавливаются либо единым значением по всей территории города, либо дифференцированно – по районам города, в случае выявления существенной изменчивости.

Таблица 3.6 – Основные определения термина «Фоновые концентрации»

Определение	Автор
Фоновая концентрация загрязняющего атмосферу вещества – концентрация загрязняющего атмосферу вещества, создаваемая всеми источниками, исключая рассматриваемые.	ГОСТ 17.2.1.03-84 Охрана природы. Атмосфера. Термины и определения контроля загрязнения
Фоновая концентрация загрязняющего вещества – количество загрязняющего вещества, содержащееся в единице объема природной среды, подверженной антропогенному воздействию.	ГОСТ 27593-88 Почвы. Термины и определения
Фоновая концентрация для водного объема – концентрация, рассчитываемая применительно к данному источнику примесей в фоновом створе водного объекта при расчетных гидрологических условиях, учитывающая влияние всех источников примесей за исключением данного источника	Правила охраны поверхностных вод, (типовые положения) (утв. Госкомприродой СССР 21.02.1991)
Фоновая концентрация химического вещества в водном объеме – расчетное значение концентрации химического вещества в конкретном створе водного объекта, расположенном выше одного или нескольких контролируемых источников этого вещества, при неблагоприятных условиях, обусловленных как естественными, так и антропогенными факторами воздействия	Приказ МПР РФ от 17.12.2007 № 333 «Об утверждении методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей» (Зарегистрировано в Минюсте РФ 21.02.2008 N 11198)

В настоящее время разработан ряд методик учета фоновых концентраций загрязняющих веществ при расчетах загрязнения атмосферного воздуха и определения фона расчетным путем [44, 45, 46, 47, 48, 49]. В соответствии с нормативными документами определение фоновых концентраций химических веществ в атмосферном воздухе производится на основании данных наблюдений за загрязнением атмосферы. При отсутствии данных наблюдений за приземными концентрациями вредного вещества или в случаях, когда в соответствии с нормативной методикой по установлению фоновой концентрации по данным наблюдений фоновая концентрация не определяется, учет последней основывается на использовании данных инвентаризации выбросов и результатов расчетов по формулам ОНД-86 [50].

Одним из двух способов учета фоновой концентрации является расчет распределения суммарной концентрации от существующих и проектируемых источников выбросов. Вторым расчетным способом является замена фоновой концентрации, определенной по экспериментальным данным, фоновой концентрацией, рассчитанной для совокупности источников города по параметрам, рассчитанным при общегородской инвентаризации выбросов.

При проведении расчетов загрязнения атмосферы под приземной концентрацией вредного вещества понимается концентрация вещества на высоте 1,5 – 2,5 м от поверхности земли.

В основе изучения уровней риска для определенных территорий лежит оценка фоновых рисков в разных средах. Схема оценки фонового риска включает анализ источников риска и количественную оценку их негативного влияния на человека. Ранжирование риска смерти и заболеваемости проводится на основе изучения рисков, связанных с воздействием:

- техносферы в области профессиональной деятельности (профзаболевания, несчастные случаи на производстве и т.д.) и непрофессиональной деятельности (несчастные случаи в быту, на транспорте, заболевания, связанные с загрязнением окружающей среды, и т.д.);
- природной среды (несчастные случаи при аномальных явлениях погоды, землетрясениях, ураганах, наводнениях и т.д.);
- социальной среды (самоубийства, убийства, ранения, отравления и т.д.).

На основе этих данных анализируются и оцениваются все остальные территориальные риски.

Для оценки фоновых рисков используют частотный подход, суть которого заключается в определении количества реализаций опасных событий, приходящихся на определенное количество людей. Оценка фонового риска обычно содержит вероятность того, что определенные группы людей будут испытывать негативное влияние разных факторов со стороны техносферы, природной и социальной среды, и, что у данных лиц

возникнут именно характерно выделенные, а не другие нежелательные эффекты.

Оценка фонового риска имеет большое значение для прогнозирования тенденций социальных процессов, особенно в условиях экологических или техногенных катастроф или опасных ситуаций.

С помощью частотного подхода возможно также изучение тенденций изменения экологического риска и влияния отдельных неблагоприятных факторов на безопасность жизнедеятельности населения регионов и страны в целом.

В работе для установления масштабов территориального риска различных видов воздействий при загрязнении атмосферного воздуха и их сравнения с фоновым риском воздействия химических веществ при загрязнении атмосферного воздуха был проведен сбор экспериментальных данных, характеризующих реализованные опасности в отдельных городах России и Европы.

Для примера фоновые концентрации взвешенных веществ, диоксида серы, диоксида азота и оксида углерода для некоторых городов России представлены в таблице 3.7.

Таблица 3.7 – Значения фоновых концентраций приоритетных веществ в некоторых городах России (2012 – 2016 гг.)

Город	Загрязнитель	2012	2013	2014	2015	2016
Березинский заповедник	Взвешенные вещества	0,012	0,012	0,012	0,012	0,012
	Диоксид серы	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
	Диоксид азота	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008
	Оксид углерода	0,046	0,046	0,046	0,046	0,046
Сочи Адлерский р-н	Взвешенные вещества	0,231	0,231	0,231	0,231	0,231
	Диоксид серы	0,037	0,037	0,037	0,037	0,037
	Диоксид азота	0,077	0,077	0,077	0,077	0,077
	Оксид углерода	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
Дзержинск	Диоксид серы	0,032	0,032	0,032	0,032	0,032
	Диоксид азота	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
	Оксид углерода	3,2	3,2	3,2	3,2	3,2
Кириши	Взвешенные вещества	0,085	0,085	0,085	0,085	0,085
	Диоксид серы	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008
	Диоксид азота	0,051	0,051	0,051	0,051	0,051
	Оксид углерода	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6

На основе данных о фоновых концентрациях приоритетных загрязнителей, представленных в таблице 3.7, с помощью моделей, разработанных в разделе 3.2, рассчитаны фоновые риски при загрязнении атмосферного воздуха, которые представлены в таблице 3.8.

Таблица 3.8 – Фоновые риски загрязнения атмосферного воздуха городов России приоритетными веществами с учетом методологии ПДК и *RfC* (2012 – 2016 гг.)

Город	Загрязнитель							
	Взвешенные вещества		Диоксид серы		Диоксид азота		Оксид углерода	
	<i>ПДК</i>	<i>RfC</i>	<i>ПДК</i>	<i>RfC</i>	<i>ПДК</i>	<i>RfC</i>	<i>ПДК</i>	<i>RfC</i>
2012 - 2016 г.:								
Березинский заповедник	$5,36 \times 10^8$	$3,75 \times 10^9$	$3,86 \times 10^7$	$2,70 \times 10^8$	$8,74 \times 10^5$	$7,35 \times 10^6$	$0,23 \times 10^9$	0
Сочи Адлерский р-н	$3,74 \times 10^2$	$5,18 \times 10^3$	$3,83 \times 10^5$	$2,08 \times 10^4$	$9,52 \times 10^3$	$8,14 \times 10^4$	$1,26 \times 10^5$	0
Дзржинск	Нет данных		$7,62 \times 10^5$	$7,09 \times 10^6$	$0,76 \times 10^2$	$9,36 \times 10^3$	$8,43 \times 10^5$	0
Кириши	$3,51 \times 10^5$	$5,38 \times 10^6$	$4,16 \times 10^7$	$3,26 \times 10^8$	$6,12 \times 10^3$	$5,01 \times 10^4$	$3,65 \times 10^6$	0

Из таблицы 3.8 видно, что наибольший риск загрязнения выбранных для примера городов – риск загрязнения атмосферы диоксидом азота. В целом значения фоновых рисков находятся в диапазоне от $0,23 \times 10^{-9}$ до $0,76 \times 10^{-2}$ с учетом методологии ПДК и от $3,75 \times 10^{-9}$ до $5,18 \times 10^{-3}$ с учетом методологии *RfC*.

3.5. Выводы по разделу 3

Разработаны объектные модели для оценки рисков хронического и острого воздействий при загрязнении атмосферного воздуха приоритетными загрязняющими веществами. Предложенные объектные модели позволяют значительно снизить трудоемкость обработки данных экологического мониторинга и повысить точность и достоверность оценок риска

Данные модели использованы при анализе рисков загрязнения атмосферы средних и крупных промышленных городов России и Европы по данным экологического мониторинга.

Произведено обобщение результатов модельных расчетов воздействия приоритетных загрязнителей атмосферного воздуха. Риски загрязнения атмосферного воздуха городов Европы приоритетными веществами практически не изменяются. Риски загрязнения атмосферного воздуха городов России имеют тенденцию снижения по всем загрязняющим веществам. В целом значения рисков хронического воздействия при загрязнении атмосферного воздуха городов лежат в диапазоне от $0,14 \times 10^{-7}$ до $5,98 \times 10^{-2}$ с учетом методологии ПДК и $0,06 \times 10^{-8}$ – $7,46 \times 10^{-3}$ с учетом методологии *RfC*.

Рассчитаны фоновые риски для городов России по статистическим данным. Значения фоновых рисков находятся в диапазоне от $0,23 \times 10^{-9}$ до $0,76 \times 10^{-2}$ с учетом методологии ПДК и от $3,75 \times 10^{-9}$ до $5,18 \times 10^{-3}$ с учетом методологии *RfC*.

ГЛАВА 4. ОЦЕНКА АДЕКВАТНОСТИ МОДЕЛЕЙ ОЦЕНКИ РИСКОВ, СВЯЗАННЫХ С ЗАГРЯЗНЕНИЕМ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В ГОРОДАХ

Оценка качества модели является завершающим этапом ее разработки и преследует две цели:

- 1) проверить соответствие модели ее предназначению (целям исследования);
- 2) оценить достоверность и статистические характеристики результатов, получаемых при проведении модельных экспериментов.

При аналитическом моделировании достоверность результатов определяется двумя основными факторами:

- 1) корректным выбором математического аппарата, используемого для описания исследуемой системы;
- 2) определенными условиями, присущими данному математическому методу.

При имитационном моделировании на достоверность результатов влияет целый ряд дополнительных факторов, основными из которых являются:

- моделирование случайных факторов, основанное на использовании генераторов СЧ, которые могут вносить «искажения» в поведение модели;
- наличие нестационарного режима работы модели;
- использование нескольких разнотипных математических методов в рамках одной модели;
- зависимость результатов моделирования от плана эксперимента;
- необходимость синхронизации работы отдельных компонентов модели;
- наличие модели рабочей нагрузки, качество которой зависит, в свою очередь, от тех же факторов.

Пригодность имитационной модели для решения задач исследования характеризуется тем, в какой степени она обладает так называемыми целевыми свойствами. Основными из них являются:

- адекватность;
- устойчивость;
- чувствительность.

В общем случае под адекватностью понимают степень соответствия модели не столько тому реальному явлению или объекту, для описания которого она строится, сколько целям исследования.

Один из способов обоснования адекватности разработанной модели – использование методов математической статистики. Суть этих методов заключается в проверке выдвинутой гипотезы (в данном случае – об адекватности модели) на основе некоторых статистических критериев.

Процедура оценки основана на сравнении измерений на реальной системе и результатов экспериментов на модели и может проводиться различными способами. Наиболее распространенные из них:

- по средним значениям откликов модели и системы;
- по дисперсиям отклонений откликов модели от среднего значения откликов системы;
- по максимальному значению относительных отклонений откликов модели от откликов системы.

Устойчивость модели – это ее способность сохранять адекватность при исследовании эффективности системы на всем возможном диапазоне рабочей нагрузки, а также при внесении изменений в конфигурацию системы. Разработчик вынужден прибегать к методам «для данного случая», частичным тестам и здравому смыслу. Часто бывает полезна апостериорная проверка. Она состоит в сравнении результатов моделирования и результатов измерений на системе после внесения в нее изменений. Если результаты моделирования приемлемы, уверенность в устойчивости модели возрастает.

Чем ближе структура модели структуре системы и чем выше степень детализации, тем устойчивее модель. Устойчивость результатов моделирования может быть также оценена методами математической статистики.

Достаточно часто возникает задача оценивания чувствительности модели к изменению параметров рабочей нагрузки и внутренних параметров самой системы.

Такую оценку проводят по каждому параметру X_k в отдельности. Основана она на том, что обычно диапазон возможных изменений параметра известен. Одна из наиболее простых и распространенных процедур оценивания состоит в следующем.

1) вычисляется величина относительного среднего приращения параметра X_k :

$$\Delta X_k = \frac{(X_{i \max} - X_{i \min}) * 2}{(X_{i \max} + X_{i \min})} * 100\%; \quad (4.1)$$

2) проводится пара модельных экспериментов при значениях $X_k = X_{k \max}$ и $X_k = X_{k \min}$ и средних фиксированных значениях остальных параметров. Определяются значения отклика модели $Y_1 = f(X_{k \max})$ и $Y_2 = f(X_{k \min})$;

3) вычисляются ее относительное приращение наблюдаемой переменной Y :

$$\Delta Y_k = \frac{|Y_1 - Y_2| * 2}{(Y_1 + Y_2)} * 100\%. \quad (4.2)$$

В результате для k -го параметра модели имеют пару значений $(\Delta X_k, \Delta Y_k)$, характеризующую чувствительность модели по этому параметру.

Аналогично формируются пары для остальных параметров модели, которые образуют множество $\{\Delta X_k, \Delta X_k\}$.

Данные, полученные при оценке чувствительности модели, могут быть использованы, в частности, при планировании экспериментов: большее внимание должно уделяться тем параметрам, по которым модель является более чувствительной.

Имитационные модели оценки риска при загрязнении атмосферного воздуха по комплексу показателей, конкретными приоритетными загрязнителями (взвешенными веществами, диоксидом серы, диоксидом азота и оксидом углерода), совокупностью химических веществ соответствуют целями исследования.

Для оценки адекватности моделей данные, полученные при расчетах с использованием разработанных моделей, сравнивались с данными Росгидромета, находящимися в открытом доступе. В результате сравнения выявлено, что риски воздействий вредных веществ при загрязнении атмосферного воздуха городов, оцененные с применением моделей, совпали с данными Росгидромета, что говорит о достоверности разработанных моделей.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В выпускной квалификационной работе предложено решение актуальной научной экологической задачи разработки модели оценки риска загрязнения атмосферного воздуха, которая бы учла недостатки существующих моделей. При этом достигнутые следующие результаты.

1. Проведена идентификацию опасностей, выполнен анализ территорий промышленных городов России по показателям, характеризующим уровень загрязнения атмосферы, и установлены особенности процессов загрязнения атмосферного воздуха.

2. Выполнен теоретический анализ связей в системе «риск-опасность» и разработаны количественные модели оценки риска хронических и острых воздействий при загрязнении атмосферы городов по комплексу показателей, конкретными химическими веществами и совокупностью химических веществ.

3. Проведено экспериментальное исследование качества атмосферного воздуха городов России и Европы, обобщение статистических данных при воздействиях приоритетных загрязнителей воздуха, установлены параметры зависимости «доза-эффект» для них. Риски загрязнения атмосферного воздуха городов Европы приоритетными веществами практически не изменяются. Риски загрязнения атмосферного воздуха городов России имеют тенденцию снижения по всем загрязняющим веществами.

4. Проведена оценка адекватности моделей оценки рисков загрязнения атмосферного воздуха городов, в результате которой установлено, что модели – достоверные.

СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Федеральная служба государственной статистики.
<http://www.gks.ru/>
2. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2016 году». – М.: Минприроды России; НИИ-Природа. – 2017. – 760 с.
3. РД 52.04.667-2005. Руководящий документ. Документы о состоянии загрязнения атмосферы в городах для информирования государственных органов, общественности и населения. Общие требования к разработке, построению, изложению и содержанию.
4. Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. <http://www.meteorf.ru/>
5. Р 2.1.10.1920-04. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду.
6. Качинський А.Б. Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи. – К., 2003. – 472 с.
7. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Г.Г. Онищенко, С.М. Новиков, Ю.А. Рахманин, С.Л. Авалиани, К.А. Буштуева. – М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002. – 408 с.
8. Р 2.1.10.19920-04. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. – 143 с.
9. Новиков С.М. Химическое загрязнение окружающей среды: основы оценки риска для здоровья населения. – М., 2002. – 24 с.
10. С.А. Куценко. Основы токсикологии. – С.-Пб., 2002.

11. Румянцев Г.И., Новиков С.М. Проблемы прогнозирования токсичности и риска воздействия химических веществ на здоровье населения. // Гигиена и санитария. – 1997, № 6. – С. 13 – 18.
12. Киселев А.В., Фридман К.Б. Оценка риска здоровью. Подходы к использованию в медико-экологических исследованиях и практика управления качеством окружающей среды. – С.-Пб.: Дейта, 1997. – 100 с.
13. Киселев А.В. Обоснование системы оценки риска здоровью в гигиеническом мониторинге промышленного города: Автореф. дис. д-ра мед. наук: 14.00.07 / С.-Пб. мед. академия последипломного образования. – С.-Пб., 2000. – 40 с.
14. Замай С.С. Якубайлик О.Э. Модели оценки и прогноза загрязнения атмосферы промышленными выбросами в информационно-аналитической системе природоохранных служб крупного города. Учебное пособие. – Красноярск, 1998.
15. Павлий В.А. Построение информационной модели расчета распространения примеси в приземном слое атмосферы над территориально-распределенными объектами [Текст] : научн. журн. / Виталий Александрович Павлий // Наук. праці Донецького Національного технічного університету. – [під ред. Є. О. Башкова]. – Сер. Системний аналіз та інформаційні технології у науках про природу та суспільство. – (САІТ-2011). – Вип. 1(133) – Донецьк: ДонНТУ, 2011. – С. 71 – 81.
16. Белов П.Г. Системный анализ и моделирование опасных процессов в техносфере. – М.: Академия, 2003. – 507 с.
17. Ваганов П.А., Ман-Сунг Им. Экологические риски. – С.-Пб.: С.-Пб. ун-т, 2001. – 155 с.
18. Основы общей промышленной токсикологии: Руководство/ Под ред. Н.А. Толоконцева, В.А. Филова. – Л.: Медицина, 1976. – Т. 1–3.
19. Белов П.Г. Моделирование опасных процессов в техносфере. – М.: Академия гражданской защиты в техносфере МЧС РФ, 1999. – 124 с.

20. Инженерная экология / Под ред. В.Т. Медведева. – М.: Гардарики, 2002. – 687 с.
21. Тихомиров Н.П., Потравный И.М., Тихомирова Т.М. Методы анализа и управления эколого-экономическими рисками. – М.: Юнити-Дана, 2003. – 350 с.
22. Методика оценки последствий аварийных выбросов опасных веществ “Токси” // <http://www.safety.ru> (20.10.20).
23. Методичні рекомендації з підготовки регіональних та загальнодержавних програм моніторингу довкілля. Мінекології та природних ресурсів України. –2001.
24. Алымов В.Т., Тарасова Н.П. Техногенный риск. Анализ и оценка. – М.: Академкнига, 2004. – 118 с.
25. Временные методические указания по обоснованию предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест. – М.: Мин-во здравоохранения СССР, Гл. санитарно-эпидемиологич. упр. 1989. – 110 с.
26. CatReg Software. User Manual. Environmental Protection Agency/ Office of research and Development Washington. April 2000.
27. Маршал В. Основные опасности химических производств. – М.: Мир. – 1989. – 672 с.
28. Келина Н. Ю. , Безручко Н. В. Экология человека: учебное пособие для вузов. – Ростов-на-Дону: Феникс, 2009.
29. Письмо Роспотребнадзора №0100/6150-07-32 «Об использовании программного средства «Расчетный блок «Риски».
30. Посібник до розроблення матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (до ДБН А.2.2.1-2003). Харків, 2004. – 232 с.
31. Вьюненко Л.Ф. Имитационное моделирование: учебник и практикум для академического бакалавриата / Л. Ф. Вьюненко, М. В. Михайлов, Т. Н. Первозванская; под ред. Л. Ф. Вьюненко. – М.: Издательство Юрайт, 2017. – 283 с.

32. Имитационное моделирование: конспект лекций / Н.Л. Леонова; СПбГТУРП. – СПб., 2015. – 94 с.
33. https://ru.wikipedia.org/wiki/Имитационное_моделирование
34. <https://studfiles.net/preview/724637/>
35. Карамайкин А. С. Моделирование процессов и систем: Текст лекций / СПбГУАП.СПб., 2005. 108 с.
36. Е. С. Вентцель, Л. А. Овчаров. Задачи и упражнения по теории вероятностей: Учебное пособие для студентов вузов. 5-е изд., испр. – М.: Издательский центр «Академия», 2003. – 448 с.
37. Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 22.12.2017 г. № 165 «Об утверждении гигиенических нормативов ГН 2.1.6.3492-17 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе городских и сельских поселений».
38. О состоянии санитарно-эпидемиологического благополучия населения в Российской Федерации в 2016 году: Государственный доклад. – М.: Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2017.–220 с.
39. <https://myecology.wordpress.com/>
40. Тихомиров Н.П., Потравный И.М., Тихомирова Т.М. Методы анализа и управления эколого-экономическими рисками: Учеб. пособие для вузов – М.: ЮНИТИДАНА, 2003 – 350 с.
41. Методические рекомендации по заполнению формы и к разработке показателей прогнозов социально-экономического развития субъектов Российской Федерации (форма 2П). - 417 с.
42. Звягинцева А.В. Обоснование методов оценки и прогнозирования риска воздействий вредных веществ при загрязнении атмосферы промышленных городов: дис. ... канд. техн. наук: **21.06.01**/ Звягинцева Анна Викторовна. – Донецк, 2006. – 206 с.

43. Risk Assessment and Management Handbook for Environmental, Health, and Safety Professionals. Rao Kolluru, Steven Bartell, Robin Pitblado, Scott Stricoff.1996.

44. Приказ Минприроды России от 06.06.2017 № 273 "Об утверждении методов расчетов рассеивания выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферном воздухе" (Зарегистрировано в Минюсте России 10.08.2017 № 47734)

45. Госкомгидромет СССР 04.08.1986 N 192 ОНД-86 Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий – Ленинград: Гидрометеиздат, 1987

46. Методическое пособие по расчету, нормированию и контролю выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух (дополненное и переработанное). Санкт-Петербург, ОАО «НИИ Атмосфера», 2012 г.

47. Временные рекомендации «Фоновые концентрации вредных (загрязняющих) веществ для городов и населенных пунктов, где отсутствуют регулярные наблюдения за загрязнением атмосферного воздуха на период 2014 - 2018 гг.» (утв. Росгидрометом 27.03.2013)

48. Временные указания по определению фоновых концентраций вредных веществ в атмосферном воздухе для нормирования выбросов и установления предельно допустимых выбросов – М.: Гидрометеиздат, 1981. 36 с

49. РД 52.04.186-89 Руководство по контролю загрязнения атмосферы – Москва, 1991

50. Письмо Управления Роспотребнадзора по Республике Бурятия от 27 января 2012 года № 001/318-09.08 Об учете фоновых концентраций

51. Ежегодный экологический доклад (1999 – 2016гг.) [электронный ресурс] // Природа Пермского края: офиц. сайт. – Режим доступа: <http://www.permecology.ru>

52. Об экологической обстановке в Калининградской области: Государственные доклады. – Калининград: Министерство природных ресурсов и экологии Калининградской области, 2011 – 2016 гг. [2016 г. – 200с.; 2015 г. – 203 с.; 2014 г. – 200 с.; 2013 г. – 203 с.; 2012 г. – 200 с.; 2011 г. – 198 с.]

53. Об экологической ситуации в Астраханской области: Государственные доклады. – Астрахань: Служба природопользования и охраны окружающей среды Астраханской области, 2005 – 2012 гг. [2012 г. – 221 с.; 2011 г. – 316с.; 2010 г. – 260 с.; 2009 г. – 269с.; 2008 г. – 175 с.; 2007 г. – 243 с.; 2006 г. – 208 с.; 2005 г. – 178 с.]

54. Об экологической ситуации в Астраханской области: Доклады. – Астрахань: Служба природопользования и охраны окружающей среды Астраханской области, 2013 – 2015 гг. [2015 г. – 211 с.; 2014 г. – 184 с.; 2013 г. – 225 с.]

55. О состоянии и охране окружающей среды Иркутской области: Государственные доклады. – Иркутск, 2005 – 2016 гг. [2016 г. – 274 с.; 2015 г. – 312 с.; 2014 г. – 328 с.; 2013 г. – 389 с.; 2012 г. – 337 с.; 2011 г. – 400 с.; 2010 г. – 400 с.; 2009 г. – 582 с.; 2008 г. – 409 с.; 2007 г. – 402 с.; 2006 г. – 398 с.; 2005 г. – 400 с.]

56. О состоянии и охране окружающей среды Кемеровской области: Государственные доклады (1999 – 2016 гг.) [электронный ресурс] // Департамент природных ресурсов и экологии Кемеровской области: офиц. сайт. – Режим доступа: <http://www.kuzbasseco.ru>

57. О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае: Государственные доклады. – Красноярск, 1999 – 2016 гг. [2016 г. – 296 с.; 2015 г. – 309 с.; 2014 г. – 290 с.; 2013 г. – 277 с.; 2012 г. – 310 с.; 2011 г. – 282 с.; 2010 г. – 277с.; 2009 г. – 235 с.; 2008 г. – 222 с.; 2007 г. – 265 с.; 2006 г. – 254с.; 2005 г. – 234 с.; 2004 г. – 253 с.; 2003 г. – 267 с.; 2002 г. – 233 с.; 2001 г. – 221с.; 2000 г. – 205 с.; 1999 г. – 219 с.]

58. О состоянии окружающей среды Республики Коми: Государственные доклады. – Сыктывкар: Министерство промышленности, природных ресурсов, энергетики и транспорта Республики Коми, 1999 – 2016 гг. [2016 г. – 179 с.; 2015 г. – 209 с.; 2014 г. – 190 с.; 2013 г. – 187 с.; 2012 г. – 210 с.; 2011 г. – 186 с.; 2010 г. – 175 с.; 2009 г. – 135 с.; 2008 г. – 126 с.; 2007 г. – 163 с.; 2006 г. – 154 с.; 2005 г. – 134 с.; 2004 г. – 153 с.; 2003 г. – 169 с.; 2002 г. – 138 с.; 2001 г. – 131 с.; 2000 г. – 125 с.; 1999 г. – 119 с.]

59. О состоянии и охране окружающей среды Республики Саха (Якутия): Государственные доклады. – Якутск: Министерство охраны природы Республики Саха (Якутия), 1999 – 2016 гг. [2016 г. – 524 с.; 2015 г. – 533 с.; 2014 г. – 529 с.; 2013 г. – 537 с.; 2012 г. – 540 с.; 2011 г. – 533 с.; 2010 г. – 521 с.; 2009 г. – 527 с.; 2008 г. – 523 с.; 2007 г. – 530 с.; 2006 г. – 529 с.; 2005 г. – 538 с.; 2004 г. – 532 с.; 2003 г. – 541 с.; 2002 г. – 536 с.; 2001 г. – 539 с.; 2000 г. – 525.; 1999 г. – 519 с.]

60. О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области: Экологический вестник Дона. – Ростов-на-Дону: Министерство природных ресурсов и экологии Ростовской области, 2005 – 2016 гг. [2016 г. – 369 с.; 2015 г. – 372 с.; 2014 г. – 385 с.; 2013 г. – 378 с.; 2012 г. – 376 с.; 2011 г. – 360 с.; 2010 г. – 365 с.; 2009 г. – 374 с.; 2008 г. – 382 с.; 2007 г. – 374 с.; 2006 г. – 370 с.; 2005 г. – 381 с.]

61. О состоянии и об охране окружающей среды Саратовской области: Государственные доклады. – Саратов: Министерство природных ресурсов и экологии Саратовской области, 2005 – 2016 гг. [2016 г. – 250 с.; 2015 г. – 256 с.; 2014 г. – 247 с.; 2013 г. – 231 с.; 2012 г. – 240 с.; 2011 г. – 249 с.; 2010 г. – 253 с.; 2009 г. – 258 с.; 2008 г. – 264 с.; 2007 г. – 253 с.; 2006 г. – 251 с.; 2005 г. – 244 с.]

62. О состоянии и об охране окружающей среды Хабаровского края: Государственные доклады. – Хабаровск: Министерство природных ресурсов Хабаровского края, 2005 – 2016 гг. [2016 г. – 226 с.; 2015 г. – 229 с.; 2014 г. –

218 с.; 2013 г. – 223 с.; 2012 г. – 230 с.; 2011 г. – 227 с.; 2010 г. – 220 с.;
2009 г. – 225 с.; 2008 г. – 231 с.; 2007 г. – 234 с.; 2006 г. – 228 с.; 2005 г. –
224 с.]

ПРИЛОЖЕНИЕ А

Значения среднегодовых и максимально разовых концентраций взвешенных веществ, диоксида серы, диоксида азота и оксида углерода для средних и крупных промышленных городов России и Европы (1999 – 2016 гг.)

Выпускная квалификационная работа выполнена мной совершенно самостоятельно. Все использованные в работе материалы и концепции из опубликованной научной литературы и других источников имеют ссылки на них.

«___» _____ Г.

(подпись)

(Ф.И.О.)