

УДК 551.513.22; 551.588.74

Модельные оценки содержания антропогенной сажи в атмосфере Российской Арктики

А.А. Виноградова¹, А.О. Веремейчик^{2*}

¹Институт физики атмосферы им. А.М. Обухова РАН
119017, г. Москва, Пыжевский пер., 3

²Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова
119899, г. Москва, ГСП-3, Воробьевы горы

Поступила в редакцию 8.02.2013 г.

Выполнены первые модельные оценки распространения антропогенной сажи, или черного элементарного углерода (black carbon – BC), в атмосфере от городов и регионов России в район Ненецкого заповедника, расположенного в дельте р. Печора на юго-восточном побережье Баренцева моря. Анализ пространственного поступления воздушных масс в район заповедника основан на 10-летних (2001–2010) массивах ежедневных траекторий для января, апреля, июля и октября (модель HYSPLIT4 на базе данных реанализа метеорологической информации на сайте <http://www.arl.noaa.gov/ready>). Рассчитаны и приведены на картах средние распределения функции потенциальных источников для разных месяцев, ранжирующие окружающие территории по эффективности переноса от них сажи на субмикронном аэрозоле в район заповедника. Эти результаты могут быть использованы для анализа влияния как уже существующих, так и новых проектируемых точечных источников сажи (отдельных городов и производственных комплексов), а также протяженных источников сажи (пожаров) на ее содержание в удаленных районах Восточно-Европейской Арктики. Получены оценки концентрации антропогенной сажи в воздухе и в осадках, а также ее потоков на поверхность, которые разумно соответствуют немногочисленным литературным данным измерений и других модельных расчетов. Обсуждаются основные проблемы, связанные с моделированием рассматриваемых процессов, и приводится краткий обзор последних экспериментальных и модельных исследований содержания BC в воздухе и на поверхности в Российской Арктике.

Ключевые слова: сажа, черный углерод, перенос в атмосфере, Арктика, загрязнение атмосферы, окружающая среда, заповедники России; black carbon, soot, atmospheric transport, Arctic, atmospheric pollution, environment, Russian Nature Reserves.

Введение

В последние 5 лет резко возрос интерес к короткоживущим климатически значимым составляющим атмосферы (озон, метан, сажа и др.) [1]. Человечество пытается найти механизмы, которые могут быстро усиливать или сглаживать колебания климата на планете. Потепление последних десятилетий наиболее ярко проявляется в полярных районах: например, в сентябре 2012 г. был достигнут абсолютный за последние 40 лет минимум площади ледового покрытия Северного Ледовитого океана (СЛО) [2]. Именно там, в покрытой снегом и льдом Арктике, черные частицы углерода в составе аэрозоля должны оказывать максимальное влияние на оптические свойства атмосферы и подстилающей поверхности, изменяя радиационный баланс системы «атмосфера–поверхность». И эти климатические эффекты могут распространяться на все Северное полушарие [1, 3, 4], своеобразным «холодильником» которого является Арктика.

Наблюдения за атмосферной сажой (элементарный или черный углерод – black carbon – BC) в Арктике были начаты еще в середине 1980-х гг. [3]. Однако до середины 2000-х это были рутинные измерения BC как одной из компонент аэрозоля в отдельных экспедициях [5, 6] и на двух круглогодично работающих арктических станциях – Barrow (Alaska) и Alert (Canada). Впоследствии внимание климатологов было отвлечено от BC и почти полностью поглощено парниковыми газами. Зато в последние годы число публикаций по BC в Арктике (источники, перенос в атмосфере, измерения в воздухе и в снеге и т.д.) растет лавинообразно [7–12]. Практически все, что было сделано до 2011 г., обобщено в большом обзоре P. Quinn с соавт. [3], на который мы будем часто ссылаться ввиду ограниченности объема статьи. Там же сформулированы многие вопросы, требующие скорейшего экспериментального или теоретического разрешения. В частности, есть много проблем, касающихся арктических территорий России, как в смысле мониторинга состава атмосферы, так и относительно источников BC и моделирования процессов переноса сажи в атмосфере. Существующие оценки уровня загрязнения сажой арктических

* Анна Александровна Виноградова (anvinograd@yandex.ru); Анна Олеговна Веремейчик.

территорий (в том числе, и российских) были выполнены на основе глобальных оценок ее эмиссий (с привлечением спутниковой информации) и глобальных моделей распространения ВС в атмосфере. Эти данные являются частью пространственных распределений ВС в Арктике на картах [3, 13].

Сажа попадает в атмосферу в результате горения различных видов топлива и других материалов. Поэтому источники сажи очень многообразны: от индивидуальных средств обогрева и приготовления пищи (печи, плиты, котельные и др.), а также различных видов транспорта до всевозможных производственных процессов и огромных площадей открытого сгорания травяной и лесной растительности при антропогенном воздействии (пожогах) и естественных пожарах. По данным [3], эмиссии ВС в атмосферу от российских источников различных типов приблизительно соответствуют рис. 1, распределяясь почти поровну между естественными пожарами, с одной стороны, и всеми антропогенными источниками – с другой.

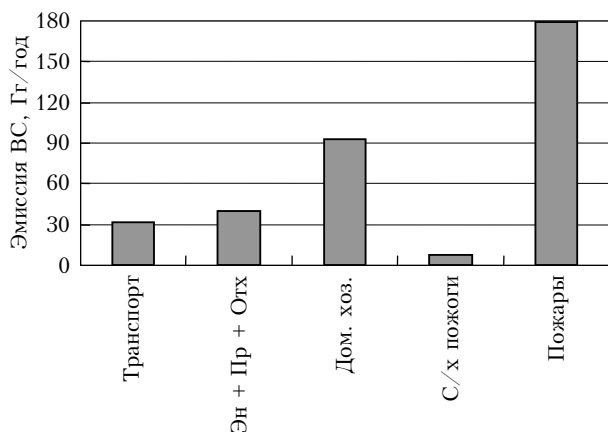


Рис. 1. Эмиссия сажи с территории России от источников разного типа: транспорт, энергия + промышленность + утилизация отходов (Эн + Пр + Отх), домашнее хозяйство, сельскохозяйственные пожары, естественные пожары (травяные и лесные) по данным [3]

Настоящая статья содержит первые модельные оценки влияния (за счет дальнего атмосферного переноса) российских конкретных антропогенных источников (городов и регионов – по данным об эмиссиях сажи из [14]) на содержание сажи в атмосфере и на подстилающей поверхности в одном из районов Российской Арктики – в окрестности Ненецкого заповедника (дельта р. Печора). Влияние пожаров пока не рассматривается. Эта, казалось бы, частная задача важна для дальнейших оценок глобального влияния источников атмосферной сажи, расположенных на территории России, на климатический режим Арктики и Северного полушария в целом, поскольку:

1) процессы циркуляции атмосферы способствуют наиболее эффективному переносу примесей в Арктику именно из Евразии (по сравнению с Америкой) [3, 15, 16], и их изменения постоянно изучаются в последние 25 лет [17];

2) именно в России крупные промышленные комплексы (например, на Кольском полуострове и в районе Норильска) расположены в Арктике и влияют на состав всей ее атмосферы [3, 10, 15];

3) арктическая территория России охватывает практически половину побережья СЛО, и она пока очень слабо изучена с точки зрения состава атмосферы и не содержит ни одной непрерывно действующей станции мониторинга этого состава.

Еще 10–15 лет назад расчет траекторий переноса воздушных масс был весьма трудоемким процессом, а точность результата сильно зависела от заложенной в основу базы метеорологических и синоптических данных. Глобализация базы данных и расширение возможностей современной вычислительной техники сделали траекторный подход наиболее востребованным методом для анализа процессов циркуляции атмосферы на больших временных и пространственных масштабах (например, [3, 7, 10, 18, 19]). Однако математические подходы к обработке массивов траекторий (заданных в виде числовых таблиц или в виде карт) пока не столь унифицированы и разрабатываются индивидуально для каждой конкретной задачи [17, 20–23].

Целью данной работы была оценка дальнего переноса сажи в район Ненецкого заповедника от российских антропогенных источников на базе разработанного ранее подхода пространственного анализа многолетних траекторий переноса воздушных масс с построением распределений функции потенциальных источников загрязнений [22]. Особое внимание уделено анализу литературных и экспериментальных данных по измерению и моделированию содержания сажи в арктической атмосфере для сравнения получаемых результатов.

Исходные данные и методика расчетов

Оценки загрязнения окружающей среды сажей выполнялись для окрестностей Ненецкого заповедника (НЗ), расположенного в дельте р. Печора на востоке южного материкового побережья Баренцева моря [24]. Расчеты были, в основном, аналогичны [22], с расширением приведенных там результатов на переходные сезоны (весна, осень). Кратко рассмотрим применяемый подход, останавливаясь на его отличиях от предыдущей версии.

Анализировались десятилетние массивы траекторий переноса воздушных масс к пункту наблюдений на территории НЗ с координатами 68,5° с.ш., 53,5° в.д. (на высоту 100 м) в приземном слое атмосферы для каждого дня января, апреля, июля и октября (как репрезентативных месяцев соответствующих четырех сезонов [25]) за 2001–2010 гг. Обратные траектории рассчитывались с помощью модели HYSPLIT4 и данных реанализа метеорологических элементов NCEP/NCAR [26]. Длительность траекторий 5 сут, старт в 00:00 ч UTC, интервал счета 1 ч. Таким образом, каждый месяц был представлен массивом из $N = 36000$ точек (120 точек \times 30 дней \times 10 лет)

расположения воздушных масс, поступающих к заповеднику, в пространстве географических координат. Одновременно для этих точек рассчитывались количество осадков и высота слоя перемешивания.

Окружающая заповедник территория разбивалась на ячейки ($1^\circ \times 1^\circ$) с координатами (ij), и строились распределения плотности точек рассматриваемых траекторий для каждого месяца. Аналогичный подход применялся, например, в [25] для расчетов средней климатологии поступления воздуха к арктическим станциям мониторинга состава атмосферы на Аляске, в Канаде, в Гренландии и на Шпицбергене. Поскольку концы 5-суточных траекторий рассчитываются с разбросом до 500 км (из-за недостатка или вариаций метеопараметров) [27], мы сглаживали поля окном ($5^\circ \times 5^\circ$). Полученные таким образом распределения плотности числа траекторий далее использовались для расчетов как значения n_{ij} (см. далее формулу (2)).

Концентрация C_{ij} примеси в приземном воздухе (постоянная по высоте в пределах слоя перемешивания) в районе НЗ, создаваемая источником, расположенным в ячейке пространства с координатами (ij), представлялась как решение уравнения баланса массы примеси вдоль траектории:

$$C_{ij} = (1 - \alpha)Q_{ij}Z_{ij}, \quad (1)$$

где Q_{ij} — мощность эмиссии примеси с единицы площади ячейки (ij) в единицу времени; α — доля примеси, оседающая на землю вблизи источника; функция Z_{ij} характеризует атмосферные процессы, определяющие перенос примеси от ячейки (ij) к заповеднику (вероятность, длительность, дальность, вертикальное осаждение на поверхность и горизонтальное распыление), и вычисляется по формуле

$$Z_{ij} = \frac{n_{ij}t_{ij} \exp(-K_{ij}t_{ij}/h_{ij})}{2\pi N b h_{ij} L_{ij}^2}, \quad (2)$$

где для каждой ячейки (ij) n_{ij} — количество попавших в нее точек траекторий; t_{ij} — среднее время движения воздуха от нее до пункта наблюдений; h_{ij} — средняя высота слоя перемешивания, рассчитанная вдоль всех траекторий движения воздуха от этой ячейки до пункта наблюдений; L_{ij} — средняя длина этих траекторий; K_{ij} — средняя скорость осаждения примеси на поверхность при ее движении от ячейки к пункту наблюдений.

Последний параметр определяется сухим осаждением примеси на поверхность и ее осаждением осадками и может быть представлен в виде суммы соответствующих обобщенных скоростей:

$$K = K_d + WP, \quad (3)$$

где K_d — скорость сухого осаждения, а осаждение осадками (второй член в правой части) рассматривается только как процесс подоблачного вымывания с эффективностью захвата примеси W при количестве осадков в единицу времени P . В [22] для тяжелых металлов (ТМ) мы считали, что значения W зимой (снег) меньше, чем летом (дождь), однако для ВС, возможно, ситуация обратная [13]. Для определенных выводов свойства гидрофильности/гидрофобности сажи в арктической атмосфере изучены пока недостаточно. Аналогично [22, 28], вся рассматриваемая территория севера Евразии (охватываемая рассчитанными траекториями) была разделена на климатические зоны, для которых выбирались различные значения скорости осаждения сажи на поверхность (табл. 1 и рис. 2). Значения K_{ij} , подставляемые в формулу (2), рассчитывались как средние для двух зон, соответствующих положению концов траекторий, т.е. зоне, где расположен заповедник, и зоне, в которую попадает ячейка с координатами (ij).

Результирующая концентрация сажи C от всех источников — это сумма вкладов всех ячеек, т.е. всех C_{ij} .

На рис. 3 представлены полученные пространственные распределения функции Z_{ij} для 4 мес.

Таблица 1

Значения скорости осаждения K (см/с) сажи, принятые в расчетах для разных климатических зон (рис. 2)

Номер зоны	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Январь	0,12	0,12	0,16	0,13	0,10	0,14	0,14	0,08	0,15	0,08	0,13
Апрель	0,34	0,23	0,31	0,19	0,16	0,25	0,34	0,11	0,38	0,12	0,36
Июль	1,13	1,13	1,55	1,01	0,96	1,74	1,32	0,73	1,74	0,73	1,10
Октябрь	0,42	0,38	0,79	0,28	0,36	0,83	0,69	0,16	0,70	0,17	0,68

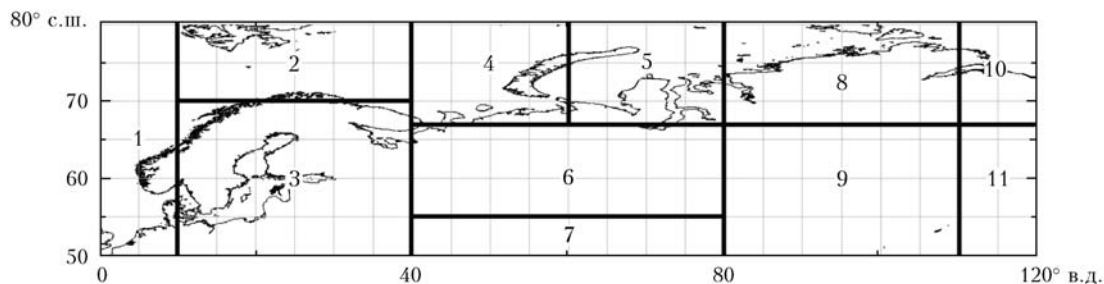


Рис. 2. Условная схема разбиения территории вокруг НЗ на климатически различные зоны, для которых выбраны разные значения скорости осаждения ВС на поверхность (табл. 1)

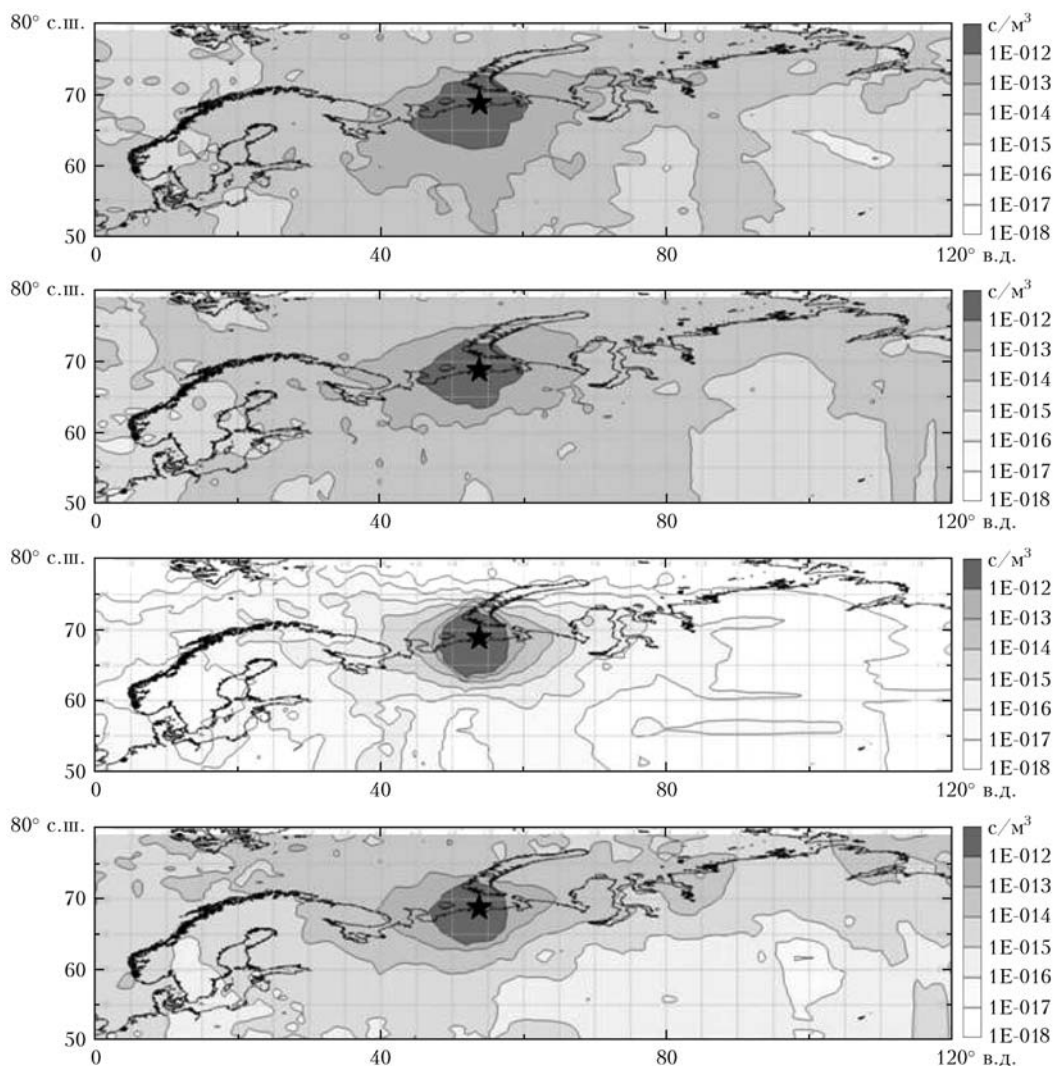


Рис. 3. Средние за 10 лет (2001–2010) пространственные распределения функции Z для января, апреля, июля, октября (сверху вниз). Шкала логарифмическая. Звездочка – пункт наблюдений на территории Ненецкого заповедника

Обращаем внимание на резкие градации значений за счет логарифмической шкалы. Эти распределения характеризуют потенциальные возможности источников, имеющих соответствующие координаты, влиять на состав атмосферы вблизи изучаемого заповедника. Понятно, что оценки по этим распределениям справедливы только для примесей, переносимых в атмосфере на субмикронных аэрозольных частицах (или для других атмосферных примесей, имеющих близкие к приведенным в табл. 1 значениям скорости осаждения на поверхность). Параметр α , исходя из результатов [29] для модельных пожаров, принимался равным 0,2 для всех источников.

По рис. 3 видно, что распределения января и апреля похожи, хотя для многих территорий к югу от заповедника (где весна наступает раньше) эффективность переноса загрязнений в апреле уже снижается по сравнению с январем. Летом (в июле) вся картина сильно «сжимается» к заповеднику, оставляя возможности загрязнять его территорию лишь самым ближним источникам примесей. Октябрьское распределение показывает, как происходит обратное

расширение области эффективных потенциальных источников от лета к зиме: сначала на арктические территории, где зима наступает раньше.

Полученные результаты

Далее на распределения рис. 3 «накладываются» распределения эмиссий источников, как это было сделано в [22] для зимы и лета. Таблица эмиссий сажи из [14] также приведена в [22]. В результате расчетов по формуле (1) можно выделить наиболее значимые источники, дающие максимальные вклады в содержание ВС в атмосфере рассматриваемого арктического района. Для НЗ во все сезоны преобладает вклад г. Нарьян-Мар, удаленного всего на 230 км от заповедника. Далее (вклады в январе и в апреле более чем на порядок ниже) следуют сравнительно близкие к заповеднику Архангельская обл., Ухта и Воркута, а также более удаленные – Татарстан вместе с Удмуртией, Свердловская, Челябинская области и центр Европейской России (Московская и ближайшие к ней области).

Ситуация, когда загрязнение сажей в районе НЗ, в основном, определяется одним городом, характерна для арктических территорий, где плотность населения невелика, а города и поселки отстоят друг от друга на большие расстояния. Поэтому измеряемые концентрации антропогенных составляющих в воздухе очень изменчивы в соответствии с вариациями направления переноса воздуха в период отбора проб, что отмечалось в экспериментальных работах [5, 9, 30].

С использованием распределения Z для 4 мес (рис. 3) рассматривается сезонный ход загрязнения антропогенной сажей окружающей среды НЗ (рис. 4) по разным показателям – концентрации ВС в воздухе (C) и в осадках (C_w), а также потоки ВС на поверхность – полный (D) и выпадающий с осадками (D_w).

Сравнение с результатами многолетних измерений ВС в приземном воздухе зарубежной Арктики на станциях Barrow (Alaska) и Alert (Canada) из [3] (около 80, 100, 10 и 20 $\text{нг}/\text{м}^3$ соответственно для января, апреля, июля и октября) показывает, что наш подход позволяет хорошо описать сезонные изменения концентрации ВС в воздухе арктических районов. Однако абсолютные значения надо сравнивать с результатами измерений в Российской Арктике, которых крайне мало.

В табл. 2 приведены результаты измерений и расчетов показателей загрязнения сажей воздуха, снега и поверхности в арктических районах России, полученные разными авторами. Здесь работы [5, 8, 9] представляют экспериментальный материал, а из [13]

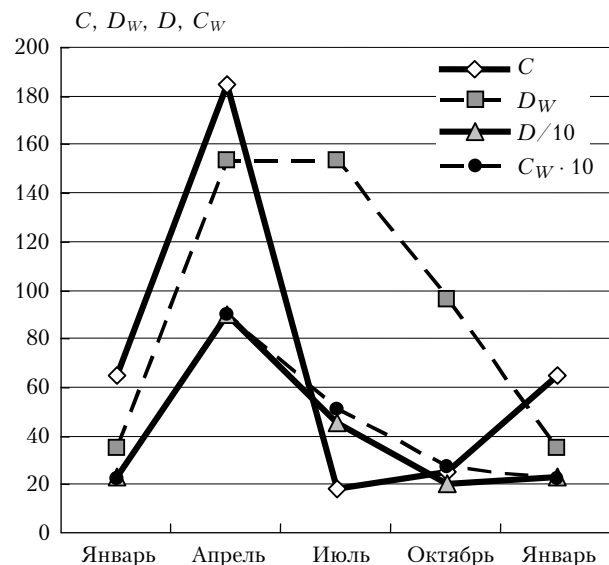


Рис. 4. Сезонные вариации рассчитанных средних за десятилетие (2001–2010) характеристик загрязнения сажей окружающей среды в районе НЗ: концентрации ВС в приземном воздухе (C , $\text{нг}/\text{м}^3$) и в осадках (C_w , $\text{мкг}/\text{л}$ или $\text{нг}/\text{г}$), а также потоки ВС за месяц на поверхность – полный (D) и с осадками (D_w , $\text{мкг}/\text{м}^2/\text{мес}$). Значения D уменьшены в 10 раз, а C_w увеличены в 10 раз – для масштабирования на одну шкалу

взяты результаты модельных расчетов с приведенных там карт пространственных распределений соответствующих величин. Сравнение данных табл. 2 показывает неплохое соответствие полученных нами

Таблица 2

Сравнение полученных оценок показателей загрязнения в районе Ненецкого заповедника с литературными данными

Место, время	Разброс	Среднее	Комментарии	Ссылка
<i>Концентрация ВС в воздухе, $\text{нг}/\text{м}^3$</i>				
НЗ, 2001–2010	18–185	73	Модельные оценки	Настоящая статья
Баренцево море, октябрь 1998 г.	10–250	160	При северном и северо-восточном ветре из Западной Сибири	[9]
	660–1650	980		
Арктические острова, весна 1989–1992 гг.	14–124 до 500	70	Перенос от Урала	[5]
<i>Поток ВС на поверхность, $\text{мкг}/\text{м}^2/\text{мес}$</i>				
НЗ, 2001–2010 гг.	200–900	450	Модельные оценки	Настоящая статья
Северное побережье ЕТР, 2000-е гг.	1000–500		Зима–весна, оценки от антропогенных источников	[13]
<i>Содержание ВС в снеге, $\text{нг}/\text{г}$ ($\text{мкг}/\text{л}$)</i>				
НЗ, 2001–2010 гг.	2–10	21	За весь снежный период Зима–весна, свежий снег	Настоящая статья
Северные районы России, 2005–2009 гг.	11–130	41	В разных экспедициях, свежий и старый снег	[8]
		19	Медианное значение	
		34	Европейская часть Азиатская часть	
В районе НЗ	50–20		Зима–весна, оценки от антропогенных источников	[13]

оценок результатам других авторов. Попробуем разобраться, что из этого следует. Для этого рассмотрим наши исходные данные и параметры в контексте имеющихся сведений из публикаций.

Обсуждение проблем

Конечно, использование результатов, полученных при оценке переноса в атмосфере тяжелых металлов [22], при аналогичных оценках для сажи, с одной стороны, упрощает задачу, а с другой — требует доказательства или хотя бы обоснования правомерности такого подхода. К сожалению, ни о каком доказательстве пока не может быть и речи, поскольку самая необходимая информация для решения такой задачи с ВС крайне ненадежна. Это относится как к источникам эмиссий, меняющихся от года к году и для разных сезонов, так и к параметрам процессов выведения ВС из атмосферы (в условиях низких температур, при наличии ледяных кристаллов в облаках и в подоблачном слое, при разной гидрофильности частиц сажи и проч.). Эти и другие вопросы снова обсуждаются в недавно опубликованных работах [12, 13, 31–34], посвященных моделированию атмосферного переноса ВС в полярных районах. Примененные в наших расчетах значения параметров приблизительно соответствуют (попадают в диапазон различий) величинам, используемым другими авторами.

Эмиссии источников, заложенные в основу наших оценок, видимо, так или иначе включают в себя выбросы в атмосферу от транспорта, промышленного комплекса и домашнего хозяйства (см. рис. 1) в городах России. Однако они не учитывают мелкие поселки и отдельные угле-, нефте- и газодобывающие предприятия, сжигающие попутный газ в открытой атмосфере, которых много как раз на севере России, а также сложную сеть протяженных авиа- и авто-трасс. В результате сумма учтенных нами эмиссий из [14] составляет чуть меньше 100 тыс. т сажи в год, тогда как по оценкам [3] (см. рис. 1) эти три типа источников выбрасывают с территории России в атмосферу больше 170 тыс. т ВС в год. Кроме того, мы никак не включали в свои расчеты протяженные источники типа любых пожаров, не учитывая тем самым около половины годовой эмиссии ВС с территории России [3]. Следовательно, наши оценки должны давать заведомо заниженные показатели содержания ВС в средах (воздух, снег) и в потоках на подстилающую поверхность.

С другой стороны, разброс глобальных оценок эмиссии ВС от антропогенных источников и от пожаров составляет, по данным [13], 4,4–7,0 и 2,6–11 Тг/год соответственно, т.е. различаются в 1,5 и 4 раза. Эмиссии с территории России в 2000 г. (по обобщенным данным [3]) также различаются в 2 раза (120–230 тыс. т) и в 1,5 раза (110–170 тыс. т) для антропогенных источников. В 2000-х гг. существенно выросли значения эмиссий от участвовавших и усилившихся пожаров. Относительные различия для отдельных типов источников (тех же, что на рис. 1) еще больше. Отсюда видно, что заданные нами эмис-

сии антропогенных источников в сумме близки к нижней границе разброса глобальных оценок антропогенных эмиссий России.

Мы не могли учесть сезонные различия выбросов сажи от антропогенных источников, так как [14] не содержит этой информации, и даже межгодовые вариации отследить трудно. Однако для России сезонные вариации эмиссий принципиальны, поскольку, по [3], процессы домашнего хозяйства (где большую часть составляет сезонный обогрев и отопление) дают больше половины эмиссии всех антропогенных источников.

Вопрос о параметризации процессов осаждения ВС на поверхность стоит до сих пор достаточно остро для всех, кто моделирует эти процессы [31, 32]. Рассмотрим некоторые аспекты: «непассивность» сажи во время переноса ее в атмосфере; неопределенность распределения ВС, эмитированного разными источниками, по размерам аэрозольных частиц; многообразие процессов выведения ВС из атмосферы и сложность их параметризации.

Как известно, углеродсодержащие аэрозольные частицы «стареют» по мере движения в воздухе от источника, меняя свои гигроскопические свойства и размеры, что сказывается на механизмах и скоростях их осаждения на поверхность [3, 33, 34]. Причем это старение происходит по-разному в разных условиях (температура, влажность, осадки и т.д.). Кроме того, мы почти не имеем информации о распределении даже антропогенной сажи по размерам аэрозольных частиц, что необходимо для оценок ее переноса воздушными потоками. В [5, 8, 9, 30] отмечается, что сажевый аэрозоль в Арктике (и в других удаленных районах) — субмикронного размера. Однако это результат дальнего длительного (более суток) переноса ВС в атмосфере, когда более крупные частицы осаждаются, а самые мелкие растут и спектр размеров оставшихся в потоке частиц сужается к субмикронной области [35]. Но остается неясным вопрос о доли эмитированной в атмосферу сажи, которая вовлекается в дальний перенос от разных типов источников. Например, при экспериментальном моделировании пожарных эмиссий в Сибири обнаружено, что более 80% аэрозолей (из них 1–7% сажи) оказываются на частицах размером менее 3 мкм [29]. Соответственно, далее они могут достаточно долго и далеко переноситься воздушными потоками.

Как уже отмечалось, в данной работе скорости осаждения ВС на поверхность были такими же, как для ТМ в [22]. По данным работы [13], разброс времени жизни ВС в атмосфере над снежной и ледяной поверхностями для разных моделей составляет 5,9–9,5 сут, т.е. различия опять более чем в 1,5 раза. В пересчете на скорость осаждения ВС на поверхность (при экспоненциальном описании процесса выведения из атмосферы) — получаем широкий разброс значений этого параметра от 0,04 до 0,16 см/с для разных условий приземной стратификации, куда попадают и наши величины из табл. 1.

В [31] отмечалось, что получаемые модельные результаты очень критичны к способу описания и па-

раметризации осаднения осадками. При этом и скорость сухого осаднения, и скорости выведения различными осадками (снег, дождь, ледяные кристаллы) различаются в несколько раз между разными моделями. И почти невозможно найти с чем сравнить (измерений мало, а вариантов сочетания параметров много), чтобы хотя бы сузить круг наиболее правдоподобных значений. Это сложно даже для зимы и весны, когда на поверхности снег и лед, а атмосфера практически вдоль всех траекторий переноса воздушных масс имеет отрицательную температуру. В теплую часть года возникают дополнительные проблемы, поскольку частицы, содержащие сажу, могут переходить из районов, где температура воздуха положительная, в районы с отрицательной температурой воздуха.

Таким образом, можно сделать вывод, что наши оценки параметров загрязнения вблизи изучаемого заповедника (см. рис. 4 и табл. 2) вполне разумны. Дальнейший анализ и оптимизация входящих в расчеты параметров, возможно, позволят получать более надежные результаты. Но в любом случае для оценки реальной ситуации и привязки параметров моделей необходим как можно более длительный и регулярный мониторинг содержания ВС в различных средах (воздух, лед, снег, жидкие осадки) в разных районах Арктики и особенно в России. Возможно, необходимы также и модельные лабораторные эксперименты.

Мы намеренно не касались климатических эффектов (радиационного форсинга) от присутствия сажи в атмосфере и на поверхности в Арктике и неоднозначности этих эффектов, оставляя эту тему специалистам-климатологам. Однако в последних работах хотелось бы отметить два момента, выходящих за традиционные рамки выводов обзора [3]. Авторы [8], не обнаружив принципиального увеличения содержания ВС в снеге в различных районах Арктики (как в Канаде, так и в Евразии) в 2000-х гг. по сравнению с серединой 1980-х, выражают сомнения по поводу существенной роли сажи на поверхности в наблюдающемся потеплении в Арктике и сокращении ледяного покрова. Также в [12] делается вывод о значительной роли в потеплении Арктики альтернативных механизмов адвективного и конвективного обмена энергией и теплом между арктическими и средними широтами в тропосфере на разных высотах.

Заключение

Выполнены первые модельные оценки распространения антропогенной сажи, или черного элементного углерода, в атмосфере от городов и регионов России в район Ненецкого заповедника, расположенного в дельте р. Печоры на юго-восточном побережье Баренцева моря. Рассчитаны и приведены на картах средние распределения функции потенциальных источников для разных месяцев, ранжирующие окружающие территории по эффективности переноса от них сажи на субмикронном аэрозоле в район заповедника.

Выявлены источники на территории России, являющиеся наиболее значимыми в отношении загрязнения сажей окружающей среды в районе Ненецкого заповедника. Преобладает вклад города Нарьян-Мар, удаленного всего на 230 км от заповедника. Более чем на порядок ниже вклады Архангельской области, Ухты, Воркуты и более удаленных источников — Свердловской и Челябинской областей, а также крупных регионов центра европейской части России — (Татарстан + Удмуртия) и (Московская область + ближайшие к ней области).

Приведенные средние распределения функции потенциальных источников могут быть использованы для анализа и сравнения влияния как уже существующих, так и новых проектируемых точечных источников сажи (отдельных городов и производственных комплексов), а также протяженных источников сажи (пожаров) на ее содержание в удаленных районах Восточно-Европейской Арктики.

Полученные оценки концентрации антропогенной сажи в воздухе и в осадках, а также ее потока на поверхность разумно соответствуют немногочисленным литературным данным измерений и других модельных расчетов для Российской Арктики. Эти данные могут быть использованы для оценок влияния радиационного форсинга сажи на севере России.

Краткий обзор последних экспериментальных и модельных исследований содержания и переноса ВС в воздухе показывает не только актуальность этих работ, но и выявляет основные проблемы, связанные с моделированием рассматриваемых процессов. В первую очередь, необходимы корректная оценка пространственного распределения и сезонных вариаций эмиссии сажи от разных источников (в том числе и от пожаров) и правильная параметризация процессов осаднения сажи из атмосферы на поверхность в сложных метеоусловиях Арктики. Также необходим как можно более длительный и регулярный мониторинг содержания ВС в различных средах (воздух, лед, снег, жидкие осадки) в разных районах Арктики и особенно в России.

Авторы благодарны Лаборатории воздушных ресурсов (Air Resource Laboratory) NOAA за предоставление возможности свободно использовать модель HYSPLIT для расчета траекторий движения воздушных масс, положенных в основу данного исследования.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ — грант № 11-05-00300.

1. AMAP. The Impact of Short-Lived Pollutants on Arctic Climate. AMAP Technical Report N 1. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, Norway, 2008. 23 p.
2. Лед в Арктике. <http://www.ijis.iarc.uaf.edu/en/index.htm>
3. AMAP. The Impact of Black Carbon on Arctic Climate. AMAP Technical Report N 4. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, 2011. 72 p.
4. ACIA, Impacts of Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press, 2004. 140 p.

5. Полиссар А.В. Измерения массовой концентрации сажи и дисперсного состава атмосферного аэрозоля в Восточной Арктике // Изв. РАН. Физ. атмосфер. и океана. 1993. Т. 29, № 1. С. 73–85.
6. Хэнсен Э.Д.Э., Канустин В.Н., Полиссар А.В. Результаты измерений концентрации углеродсодержащего аэрозоля в атмосфере Восточной Арктики // Изв. АН СССР. Физ. атмосфер. и океана. 1991. Т. 27, № 6. С. 614–620.
7. Polissar A.V., Hopke P.K., Harris J.M., Bodhaine B.A., Dutton E.G. Source regions for atmospheric aerosol measured in the Western Arctic // J. Aerosol Sci. 1998. V. 29, sup. 1. P. S513–S514.
8. Doherty S.J., Warren S.G., Grenfell T.C., Clarke A.D., Brandt R.E. Light-absorbing impurities in Arctic snow // Atmos. Chem. Phys. 2010. V. 10, N 24. P. 11647–11680.
9. Копейкин В.М., Репина И., Гречко Е.И., Огородников Б.И. Измерение содержания сажевого аэрозоля над водной поверхностью в Южном и Северном полушариях // Оптика атмосфер. и океана. 2010. Т. 23, № 6. С. 444–450.
10. Huang L., Gong S.L., Sharma S., Lavoie D., Jia C.Q. A trajectory analysis of atmospheric transport of black carbon aerosols to Canadian high Arctic in winter and spring (1990–2005) // Atmos. Chem. Phys. 2010. V. 10, N 11. P. 5065–5073.
11. Warneke C., Froyd K.D., Brioude J., Bahreini R., Brock C.A., Cozic J., de Gouw J.A., Fahey D.W., Ferrare R., Holloway J.S., Middlebrook A.M., Miller L., Montzka S., Schwarz J.P., Sodemann H., Spackman J.R., Stohl A. An important contribution to springtime Arctic aerosol from biomass burning in Russia // Geophys. Res. Lett. 2010. V. 37. P. L01801. doi: 10.1029/2009GL041816.
12. Sand M., Berntsen T.K., Kay J.E., Lamarque J.F., Seland Ø., Kirkevåg A. The Arctic response to remote and local forcing of black carbon // Atmos. Chem. Phys. 2013. V. 13, N 1. P. 211–224.
13. Wang Q., Jacob D.J., Fisher J.A., Mao J., Leibensperger E.M., Carouge C.C., Le Sager P., Kondo Y., Jimenez J.L., Cubison M.J., Doherty S.J. Sources of carbonaceous aerosols and deposited black carbon in the Arctic in winter-spring: implications for radiative forcing // Atmos. Chem. Phys. 2011. V. 11, N 23. P. 12453–12473.
14. Ежегодник выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух городов и регионов Российской Федерации за 2007 год. СПб., 2008. 204 с.
15. Виноградова А.А. Микроэлементы в составе арктического аэрозоля (обзор) // Изв. РАН. Физ. атмосфер. и океана. 1993. Т. 29, № 4. С. 437–456.
16. Виноградова А.А. Изменение режима ветра на евразийском побережье Северного Ледовитого океана в конце XX века // Оптика атмосфер. и океана. 2006. Т. 19, № 6. С. 475–480.
17. Виноградова А.А., Пономарева Т.Я. Атмосферный перенос антропогенных примесей в арктические районы России (1986–2010 гг.) // Оптика атмосфер. и океана. 2012. Т. 25, № 6. С. 475–483.
18. Stohl A. Characteristics of atmospheric transport into the Arctic troposphere // J. Geophys. Res. Atmos. 2006. V. 111. P. D11306. doi: 10.1029/2005JD006888.
19. Salvador P., Artiñano B., Pio C., Afonso J., Legrand M., Puxbaum H., Hammer S. Evaluation of aerosol sources at European high altitude background sites with trajectory statistical methods // Atmos. Environ. 2010. V. 44, N 19. P. 2316–2329.
20. Вивчар А.В., Моисеенко К.Б., Панкратова Н.В. Оценки эмиссий оксида углерода от природных пожаров в Северной Евразии в приложении к задачам регионального атмосферного переноса и климата // Изв. РАН. Физ. атмосфер. и океана. 2010. Т. 46, № 3. С. 307–320.
21. Виноградова А.А., Максименков Л.О., Погарский Ф.А. Атмосферный перенос антропогенных тяжелых металлов с территории Кольского полуострова на поверхность Белого и Баренцева морей // Изв. РАН. Физ. атмосфер. и океана. 2008. Т. 44, № 6. С. 812–821.
22. Виноградова А.А., Веремейчик А.О. Поле потенциальных источников аэрозольного загрязнения атмосферы в районе Ненецкого заповедника // Оптика атмосфер. и океана. 2012. Т. 25, № 9. С. 760–767.
23. Мальшикин А.В., Поддубный В.А., Маркелов Ю.И., Береснев С.А., Горда С.Ю., Сакерин С.М., Смирнов А.В. Средний Урал в системе AEROSIBNET: предварительный анализ влияния региональных источников аэрозольного загрязнения атмосферы // Оптика атмосфер. и океана. 2007. Т. 20, № 6. С. 497–500.
24. Ненецкий заповедник. <http://www.oopt.info>
25. Hirdman D., Sodemann H., Eckhardt S., Burkhart J.F., Jefferson A., Mefford T., Quinn P.K., Sharma S., Strom J., Stohl A. Source identification of short-lived air pollutants in the Arctic using statistical analysis of measurement data and particle dispersion model output // Atmos. Chem. Phys. 2010. V. 10, N 2. P. 669–693.
26. Draxler R.R., Rolph G.D. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model access via NOAA ARL READY. 2003. (<http://www.arl.noaa.gov/ready/hysplit4.html>).
27. Kahl J.D., Harris J.M., Herbert G.A., Olson M.P. Intercomparison of three long-rangs trajectory models applied to Arctic haze // Tellus. B. 1989. V. 41, N 5. P. 524–536.
28. Виноградова А.А., Максименков Л.О., Погарский Ф.А. Влияние промышленности Норильска и Урала на окружающую среду различных районов Сибири // Оптика атмосфер. и океана. 2008. Т. 21, № 6. С. 479–485.
29. Самсонов Ю.Н., Попова С.А., Беленко О.А., Чанкина О.В. Химический состав и дисперсные характеристики дымовой аэрозольной эмиссии от пожаров в boreальных лесах Сибири // Оптика атмосфер. и океана. 2008. Т. 21, № 6. С. 523–531.
30. Сакерин С.М., Кабанов Д.М., Козлов В.С., Панченко М.В., Полькин В.В., Тихомиров А.Б., Власов Н.И., Радионов В.Ф., Смирнов А.В., Холбен Б.Н., Слуцкер И.А., Голобокова Л.П. Результаты исследований характеристик аэрозоля в 52-й РАЭ // Проблемы Арктики и Антарктики. 2007. № 3(77). С. 67–75.
31. Zhou Cheng, Penner J.E., Flanner M.G., Bisiaux M.M., Edwards R., McConnell J.R. Transport of black carbon to polar regions: Sensitivity and forcing by black carbon // Geophys. Res. Lett. 2012. V. 39. P. L22804 (1–6).
32. Goto D., Oshima N., Nakajima T., Taketura T., Ohara T. Impact of the aging process of black carbon aerosols on their spatial distribution, hygroscopicity, and radiative forcing in a global climate model // Atmos. Chem. Phys. Discuss. 2012. V. 12, N 11. P. 29801–29849.
33. Козлов В.С., Панченко М.В., Яушева В.П. Временная изменчивость содержания субмикронного аэрозоля и сажи в приземном слое атмосферы Западной Сибири // Оптика атмосфер. и океана. 2007. Т. 20, № 12. С. 1082–1085.
34. Козлов В.С., Панченко М.В., Яушева В.П. Субмикронный аэрозоль и сажа приземного слоя в суточном ходе // Оптика атмосфер. и океана. 2010. Т. 23, № 7. С. 561–569.

35. Гальперин М., Софиев М., Гусев А., Афиногенова О.
Подходы к моделированию трансграничного загрязне-

ния атмосферы Европы тяжелыми металлами. М.:
ЕМЕП/МЦЦ-В, 1995. Отчет 7/95. 85 с.

A.A. Vinogradova, A.O. Veremeichik. Model estimates of anthropogenic black carbon concentration in the Russian Arctic atmosphere.

The first model estimates of anthropogenic black carbon (BC) transport in the atmosphere from Russian towns and regions to Nenetzky Nature Reserve (in the Pechora River Delta) have been made. The analysis was based on 10-year (2001–2010) everyday air mass transport trajectories for January, April, July, and October (HYSPLIT4 model, <http://www.arl.noaa.gov/ready>). The average (through 10 years) spatial distributions of source efficiency in air pollution near the Reserve were calculated and presented on maps for different seasons. These results could be of use to analyze atmospheric pollution transport with fine aerosol particles from man-made sources existing today or planned, as well as from extended sources (such as wood and grass fires). The numerical estimates of anthropogenic BC concentrations in air and precipitations, as well as BC fluxes onto the surface in the area of Nenetzky Reserve are included in the article. The computed results are in reasonable agreement with experimental data and other calculations. Also, we discuss the main aspects of modeling BC atmospheric transport and present short review of recent measuring and modeling investigations in this branch for the Russian Arctic.