

Влияние лесных пожаров на массовую концентрацию, дисперсный и химический состав атмосферного аэрозоля в региональном масштабе

М.А. Бизин¹, С.А. Попова¹, О.В. Чанкина¹, В.И. Макаров¹,
М.П. Шинкоренко², Б.С. Смоляков², К.П. Куценогий^{1*}

¹Институт химической кинетики и горения им. В.В. Воеводского СО РАН
630090, г. Новосибирск, ул. Институтская, 3

²Институт неорганической химии им. А.В. Николаева СО РАН
630090, г. Новосибирск, пр. Академика Лаврентьева, 3

Поступила в редакцию 30.01.2013 г.

Представлена динамика основных химических компонентов аэрозольной фазы в период задымленности атмосферы в г. Новосибирске и его пригороде от лесных пожаров Томской области и Красноярского края. По сравнению с наблюдениями в тех же пунктах в 2010 и 2011 гг. в задымленные периоды 2012 г. зафиксирован существенный рост массовой концентрации субмикронной фракции атмосферного аэрозоля (АА). Это увеличение связано с высоким содержанием органического вещества в атмосфере и сопровождается повышенной кислотностью и более высокой концентрацией ионов калия K^+ и формиата $HCOO^-$ при отсутствии изменений в элементном составе АА.

Ключевые слова: дымовая эмиссия, субмикронная массовая концентрация, органический углерод, ионный состав; smoke emission, submicron mass concentration, organic carbon, ion composition.

Введение

Известно, что при горении биомассы выделяется огромное количество газовых и аэрозольных продуктов. Особое внимание уделяется изучению дымовой аэрозольной эмиссии в связи с тем, что аэрозольные частицы участвуют во многих важных процессах, происходящих в атмосфере.

Во-первых, аэрозоль — оптически активный компонент атмосферы, сильно влияющий на ее радиационный режим. Способность поглощать, отражать и рассеивать солнечный свет и тепловое излучение подстилающей поверхности определяется физико-химическими свойствами, зависящими от химического состава аэрозольных частиц.

Во-вторых, аэрозоль субмикронных размеров играет решающую роль в конденсации паров воды и формировании облачности и гидрологического режима атмосферы в целом.

В-третьих, конверсия газообразных компонентов в частицы, различные химические реакции на поверхности и в объеме частиц, их последующие коагуляция и седиментация — один из главных путей очищения атмосферы [1].

Таким образом, изменение содержания аэрозоля, например под действием антропогенного фактора либо при горении биомассы, может оказать воздействие на климат планеты через изменение радиационного режима атмосферы и влияние на гидрологический цикл. Дымовые эмиссии могут транспортироваться на дальние расстояния и влиять на качество атмосферы в региональном масштабе [2–6].

В настоящей статье рассмотрено влияние горения биомассы на состояние атмосферного воздуха удаленной территории. Сравнение физико-химических свойств атмосферного аэрозоля, наблюдаемого в 2010–2012 гг. в условно чистой атмосфере и в условиях задымленности, позволяет исследовать динамику изменения аэрозольного компонента и его возможное влияние на процессы, происходящие в атмосфере.

Материалы и методы

Пробы атмосферного аэрозоля отбирались в г. Новосибирске и в 30 км к востоку от города — в пос. Ключи. Этот поселок считается условно фоновой точкой отбора, так как аэрозоли здесь формируются за счет естественных процессов, происходящих в атмосфере, с незначительной примесью веществ антропогенного происхождения. Отбор проб производился на тонковолокнистые аэрозольные фильтры АФА-ХА-20 и на стекловолокнистые фильтры (GF-92, диаметр 47 мм, производство Ве-

* Михаил Анатольевич Бизин (bizin@kinetics.nsc.ru); Светлана Анатольевна Попова (popova@kinetics.nsc.ru); Ольга Васильевна Чанкина (chankina@kinetics.nsc.ru); Валерий Иванович Макаров (makarov@kinetics.nsc.ru); Марина Петровна Шинкоренко (shink@niic.nsc.ru); Борис Сергеевич Смоляков (ecol@niic.nsc.ru); Константин Петрович Куценогий (koutsen@kinetics.nsc.ru).

ликобритания) с помощью фильтровентиляционной установки с объемной скоростью 13 и 1,8 м³/ч соответственно. Пробы отбирались непрерывно в течение суток в пос. Ключи с 20.06.12 по 20.07.12, в г. Новосибирск – с 09.07.12 по 13.08.2012.

Измерение массовой концентрации субмикронной фракции аэрозоля ($C_{\text{суб}}$) проводилось нефелометром ФАН-А, принцип действия которого основан на линейном преобразовании светового потока, рассеянного аэрозольными частицами, в электрический ток [7].

Фильтры АФА-ХА-20, высушенные в эксикаторе, взвешивались до и после отбора, и по привесу рассчитывалась массовая концентрация аэрозоля (C_M). После этого одна половина каждой полученной пробы использовалась для анализа водорастворимой фракции аэрозоля, а другая – для определения элементного состава. Осадок стекловолокнистых фильтров был исследован методом реакционной газовой хроматографии для определения концентрации органического (ОС) и элементного углерода (ЕС) в образцах АА.

В основе методов определения углеродсодержащих частиц в аэрозоле лежит принцип, описанный в [8]. Суть его заключается в термическом разделении ОС от ЕС с последующим окислением каждого компонента в диоксид углерода, который конвертируется в метан для определения пламенно-ионизационным детектором. Используемый в данной работе метод термического разделения [9, 10] заключается в том, что при нагревании образца до 700 °С в инертной атмосфере органические вещества испаряются и определяются как органический углерод, элементный углерод – при сгорании в окислительно-инертной атмосфере.

Для проведения химического анализа водорастворимой фракции аэрозоля часть экспонированного фильтра АФА-ХА-20 (1/4 или 1/2) помещали в контейнер с 10 мл бидистиллированной воды на 24 ч. В полученной водной вытяжке АА определяли рН, а также концентрацию ионов NH_4^+ , Na^+ , K^+ , ($\text{F}^- + \text{HCOO}^-$), Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} методом жидкостной хроматографии; ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), NO_3^- – с помощью кондуктометрического титрования. Полученные концентрации ионов относили к содержанию АА в 1 м³ воздуха [11].

Измерение элементного состава образцов проводилось методом рентгенофлуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения (РФАСИ) на станции элементного анализа в Сибирском Центре синхротронного и терагерцового излучения ИЯФ СО РАН на накопителе ВЭПП-3, с энергией возбуждения 23 кэВ. Метод позволяет с высокой чувствительностью (10^{-7} г/г) в образцах аэрозоля малой массы (~ 3 мг) определять более 20 элементов [12].

Для выявления возможного источника загрязнения регионального и глобального масштабов использовалась модель расчета траекторий движения воздушных масс HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model – гибри-

дная лагранжева модель интегрированной траектории одиночной частицы). Пути перемещения воздушных масс рассчитывались по архивным метеорологическим данным (архив GDAS) National Oceanic and Atmospheric Administration США [13]. Архив GDAS включает основные метеопараметры на 14 уровнях от поверхности земли до 20 мбар, что позволяет строить траектории с учетом вертикальных перемещений. Детальное описание модели и алгоритм расчета траекторий движения воздушных масс представлены в [14].

Результаты и обсуждения

В июле 2012 г. Новосибирск дважды накрывало облаком дыма, заметного визуально, от горящих лесов Томской области и Красноярского края. Первый раз в период с 4 по 8 июля, второй раз с 24 по 28 июля. С использованием карт космических снимков была получена информация об источниках горения лесных природных массивов в летний период 2012 г. [15]. Были проанализированы траектории воздушных масс в наиболее задымленные периоды. В первую волну задымления горели леса всей северной части Томской области и прилегающих регионов, откуда воздушным потоком дымовой аэрозоль доходил до Новосибирска. Во вторую волну воздушные массы приносили аэрозоль в Новосибирск из Красноярского края, где в это время наиболее интенсивно горели леса. Среднее расстояние переноса дымовой эмиссии составляло 400 км.

Значительное повышение уровня концентрации субмикронного аэрозоля началось еще раньше, чем это было визуально заметно (рис. 1).

Среднее значение $C_{\text{суб}}$ до первой волны (с 20 июня по 3 июля) в 5 раз выше, чем за аналогичный период 2011 г. Также на рис. 1 видны фронты первой и второй волн задымления. Максимумы составляли около 500 мкг/м³ в городе и около 140 мкг/м³ в пригороде, при фоновой концентрации 7 мкг/м³. Естественным было наблюдать увеличение уровня именно субмикронного аэрозоля не только по причине оседания крупных частиц при переносе на дальние расстояния, но также из-за малой эмиссии грубодисперсной фракции аэрозоля при горении биомассы. Последний факт подтвердился при проведении контролируемых выжиганий растительности на экспериментальных площадках Красноярского края, где было показано, что более 90% массы дымовой эмиссии сосредоточено в мелкодисперсном аэрозоле размером до 3 мкм, с преобладанием частиц размером 0,3–0,7 мкм [15–17].

Кроме высокого содержания субмикронного аэрозоля в атмосфере отмечалось увеличение в воздухе как общей массовой концентрации аэрозольных частиц, так и углеродсодержащих веществ (табл. 1).

По сравнению с предыдущими годами в июне–июле 2012 г. наблюдается увеличение концентрации ОС в аэрозоле примерно до 3,8 раза при значительно меньших вариациях содержания ЕС в атмосфере. Подобная ситуация наблюдается и в отношении

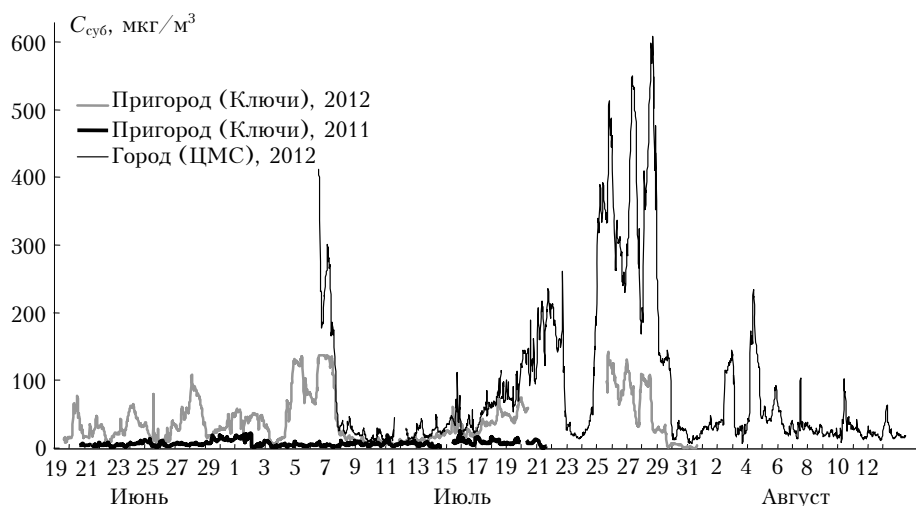


Рис. 1. Распределение массовой концентрации субмикронной фракции аэрозоля

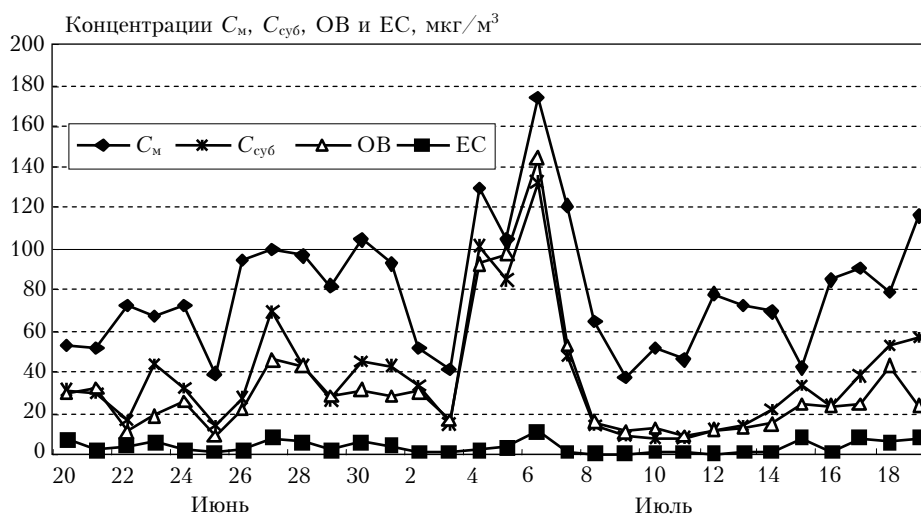


Рис. 2. Среднесуточные значения C_m , C_{sub} , ОВ и ЕС в пос. Ключи

Таблица 1
Средние значения концентраций веществ за летние сезоны в пос. Ключи (мкг/м³)

Год	C_m	C_{sub}	ОС	ЕС	ОС/ЕС
2010	34,8±14,7	8,4±5,8	3,8±1,5	2,1±1,0	2,0±0,7
2011	36,1±12,5	6,6±3,9	3,9±1,0	1,3±0,4	3,1±0,8
2012	79,3±31,1	37,4±28,7	14,8±13,6	3,4±3,0	7,4±5,9

городских образцов аэрозоля, где содержание ОС в период задымленности воздуха выше в 3,6 раза и составляет $(20,8 \pm 6,6)$ мкг/м³.

Следует отметить, что рост C_m в период задымления (4–8 июля) происходит за счет увеличения C_{sub} и органического вещества (ОВ) в атмосфере. На рис. 2 показано, что в дни дымовой завесы в пос. Ключи концентрации C_{sub} и ОВ практически одинаковы. Это позволяет сделать вывод, что субмикронная фракция аэрозоля практически полностью состоит из ОВ. Следует отметить, что ОВ считалось по следующей формуле: $ОВ = ОС \times 2,2$. Под коэффициентом 2,2 подразуме-

вается, что помимо углерода в состав органических соединений входят атомы Н, О, N и др. [18].

Тот факт, что высокая концентрация аэрозоля обусловлена высоким содержанием органического вещества в воздухе, подтверждается и при рассмотрении табл. 2.

Таблица 2

Коэффициенты корреляции				
	C_m	C_{sub}	ОС	ЕС
C_m	1	0,83	0,78	0,47
C_{sub}	0,83	1	0,94	0,62
ОС	0,78	0,94	1	0,44
ЕС	0,47	0,62	0,44	1

Значительный коэффициент корреляции между ОС и C_{sub} ($r = 0,94$) позволяет утверждать, что присутствие этих компонентов в атмосфере обеспечивается действием одного источника. Низкая корреляция между ЕС и C_{sub} ($r = 0,62$) укрепляет наш вывод о том, что принесенный в период задымления

субмикронный аэрозоль состоит в основном из органического вещества. Сравнивая с летними сезонами 2011 и 2010 гг., важно отметить, что корреляционные зависимости $OC-C_{суб}$ были низкими ($r = 0,10$ и $0,17$ соответственно), что дает возможность предполагать присутствие других источников углеродсодержащего аэрозоля в те периоды. Аналогичная ситуация наблюдается в результате анализа проб АА г. Новосибирска, где коэффициент корреляции между OC и $C_{суб}$ составляет $0,85$.

Таким образом, измерение аэрозольного компонента дымового шлейфа от лесных пожаров показало, что дымовой аэрозоль в основном представлен частицами субмикронного размера, сформированными преимущественно органическим веществом.

В общей массе аэрозольных частиц (C_M) пос. Ключи доля водорастворимых солей W в июне–июле 2012 г. оказалась ниже, чем в 2011 и 2010 гг. (средние значения W/C_M составили $6,1$; $10,0$ и $12,1\%$ соответственно). Поскольку сами значения W ($4,5$; $3,4$ и $3,9$ $\text{мкг}/\text{м}^3$ в те же периоды) менялись незначительно, это обусловлено существенным ростом массы углеродсодержащих частиц в период задымленности атмосферы в 2012 г., о чем сказано выше. На рис. 3 можно видеть, что в периоды сильной задымленности атмосферы (4–8 июля 2012 г.), когда резко возросла концентрация OC , доля W/C_M снижалась примерно на 5% по сравнению с величиной в дни до и после задымленности воздуха.

В динамике содержания основных ионов ($Ca^{2+} + Mg^{2+}$ и SO_4^{2-}), вклад которых составляет $57\text{--}62\%$ эквивалентов всех ионов в составе водорастворимых солей, ситуации задымленности атмосферы в 2012 г. не выявляются. Однако для таких ионов, как K^+ и $F^- + HCOO^-$, она проявляется отчетливо (рис. 3). При этом среднее содержание ионов K^+ и $F^- + HCOO^-$ в 2012 г. ($7,0$ и $8,8$ $\text{нг-экв}/\text{м}^3$) оказалось намного выше, чем в 2011 г. ($3,3$ и $1,2$ $\text{нг-экв}/\text{м}^3$) и в 2010 г. ($3,5$ и $0,43$ $\text{нг-экв}/\text{м}^3$). Рост их концентрации при наличии в атмосфере продуктов горения биомассы отмечался нами ранее [19]. Для K^+ этот эффект можно связать с известным фактом повышенного содержания этого элемента в горючем материале – биомассе. Поскольку фтор не накапливается в биомассе, рост концентрации $F^- + HCOO^-$ в аэрозоле в ситуации задымленности атмосферы определяется иными факторами. К сожалению, использованный нами метод определения анионов в водной вытяжке аэрозолей не позволял разделить ионы F^- и $HCOO^-$. По этой причине наблюдаемый рост их суммарной концентрации можно отнести к иону $HCOO^-$ – одному из компонентов органических соединений. В пользу этого говорит корреляция между увеличением $F^- + HCOO^-$ и OC в составе аэрозолей в периоды задымленности атмосферы в летний сезон 2012 г.

Среднее значение рН водной вытяжки аэрозолей в 2012 г. ($5,7$) оказалось значительно меньше, чем в 2011 и в 2010 гг. ($6,7$) (рис. 4).

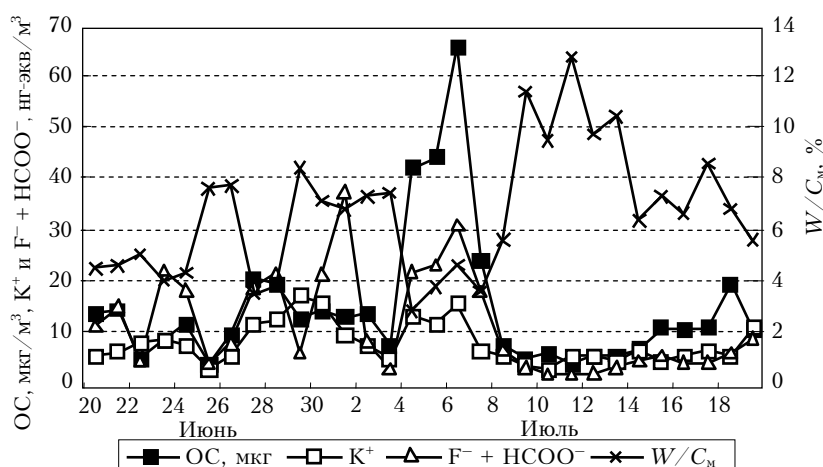


Рис. 3. Динамика концентрации органического углерода, ионов $F^- + HCOO^-$ и K^+ в АА и его водорастворимости ($W/C_M, \%$)

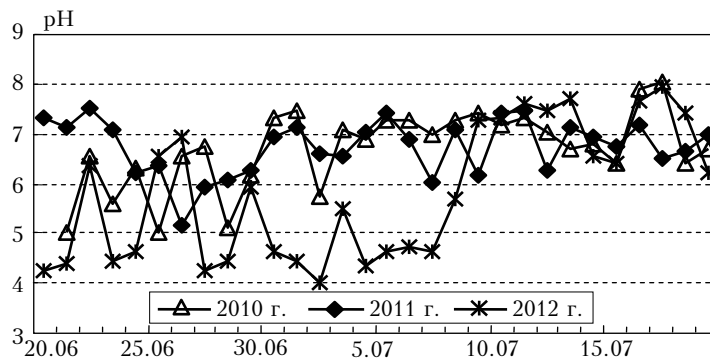


Рис. 4. Динамика значений рН за 2010–2012 гг.

Динамика рН для дискретных проб в 2012 г. хорошо коррелирует с динамикой концентрации $F^- + HCOO^-$ ($r = -0,85$). Это позволяет заключить, что снижение рН (закисление аэрозолей) в периоды задымленности атмосферы обусловлено ростом концентрации органических кислот в составе аэрозоля. Таким образом, из параметров ионного состава аэрозоля можно заключить, что рН водной вытяжки и содержание ионов K^+ и $HCOO^-$ можно считать маркерами продуктов горения биомассы.

В пробах АА для данной серии экспериментов было измерено 22 элемента. Данные многоэлементного состава атмосферы над пос. Ключи представлены в табл. 3.

Таблица 3
Средние значения концентрации элементов АА пос. Ключи в период максимальной задымленности и пред- и последымовые периоды (нг/м³)

Элемент	20 июня–3 июля	4–8 июля	9–19 июля
K	2184 ± 985	1978 ± 734	2843 ± 1002
Ca	3233 ± 2102	3835 ± 3384	6730 ± 2918
Ti	480 ± 277	538 ± 271	825 ± 326
V	18 ± 10	18 ± 10	28 ± 12
Cr	10 ± 9	8,5 ± 8,0	12 ± 6
Mn	68 ± 35	79 ± 48	112 ± 44
Fe	1656 ± 987	1771 ± 1120	2722 ± 1151
Co	7,1 ± 3,8	8,0 ± 4,8	11 ± 4
Ni	1,3 ± 1,2	1,5 ± 1,4	1,7 ± 1,0
Cu	6,2 ± 6,0	7,9 ± 2,7	7,5 ± 6,0
Zn	21 ± 6	28 ± 13	29 ± 15
Ga	0,4 ± 0,3	0,33 ± 0,26	0,52 ± 0,31
As	1,0 ± 0,4	8 ± 7	3,3 ± 3,0
Se	0,14 ± 0,06	0,19 ± 0,15	0,14 ± 0,08
Br	2,5 ± 0,7	3,0 ± 0,9	2,8 ± 0,8
Rb	4,3 ± 2,3	3,5 ± 1,5	6,9 ± 3,5
Sr	8,1 ± 4,3	9,6 ± 8,5	13,6 ± 5,6
Y	0,7 ± 0,4	0,7 ± 0,4	1,3 ± 0,6
Zr	3,8 ± 3,2	3,3 ± 2,1	7,2 ± 3,8
Nb	0,27 ± 0,15	0,27 ± 0,12	0,46 ± 0,22
Mo	0,08 ± 0,07	0,10 ± 0,08	0,07 ± 0,06
Pb	4,7 ± 4,0	6,7 ± 4,4	6,0 ± 5,0

Концентрации разных элементов отличаются друг от друга на несколько порядков, что обусловлено их естественным содержанием в АА. Самыми распространенными из измеренных нами элементов являются К, Са и Fe, которые составляют более 90% от общего содержания элементов в аэрозоле. Следует отметить, что масса всех измеренных элементов составляла 13–15% от общей концентрации аэрозольных частиц (C_m) в воздухе. Данные таблицы отражают содержание элементов в воздухе в пред-, дымовой и последымовой периоды. Результаты показывают, что задымленность атмосферы не влияет на элементный состав аэрозоля воздуха. Увеличения концентраций в периоды задымления не обнаружено. Таким образом, перенос дымовой эмиссии на дальние расстояния от источника горения (Томская область и Красноярский край) не оказывает влияния на элементный состав аэрозоля воздуха в пос. Ключи. Аналогичные закономерности прослеживаются в результате анализа образцов АА в г. Новосибирске для второй волны задымления.

Заключение

Наши исследования показали, что продукты горения лесных массивов, переносимые на расстояние более 400 км, представляют собой в основном субмикронный аэрозоль, состоящий преимущественно из органического вещества. Дымовой аэрозоль имеет пониженную водорастворимость и повышенную кислотность (рН = 5,7). В ионном составе в период задымления наблюдаются высокие концентрации ионов калия K^+ и формиата $HCOO^-$. В распределении элементного состава каких-либо аномалий не обнаружено. На этом основании можно предположить, что перенос дымовой эмиссии от источника горения биомассы не оказывает влияния на элементный состав аэрозоля воздуха удаленной территории. Отметим, что в процессе регистрации информация с нефелометра ФАН-А передавалась в штаб МЧС как один из оперативных показателей экологической обстановки.

Работа выполнена при поддержке междисциплинарного интеграционного проекта фундаментальных исследований СО РАН № 35. Определение элементного состава образцов аэрозоля проводилось при использовании оборудования ЦКП СЦСТИ и финансовой поддержке Минобрнауки России, приказ Президиума СО РАН № 140 2012 г. о поддержке экспедиций.

- Исидоров В.А. Органическая химия атмосферы. СПб.: Химиздат, 2001. 351 с.
- McMeeking G.R., Kreidenweis S.M., Lunden M., Carrillo J., Carrico C.M., Lee T., Herckes P., Engling G., Day D.E., Hand J., Brown N., Malm W.C., Collett J.L. Smoke impacted regional haze in California during the summer of 2002 // *Agr. Forest. Meteorol.* 2006. V. 137. P. 25–42.
- Hodzic A., Madronich S., Bohn B., Massie S., Mennut L., Wiedinmyer C. Wildfire particulate matter in Europe during summer 2003: meso-scale modeling of smoke emissions, transport and radiative effects // *Atmos. Chem. Phys.* 2007. V. 7. P. 4043–4064.
- Исаков А.А., Аникин П.П., Елохов А.С., Курбатов Г.А. О характеристиках дымов лесных и торфяных пожаров в Центральной России летом 2010 г. // *Оптика атмосфер. и океана.* 2011. Т. 24, № 6. С. 478–482.
- Аршинов М.Ю., Белан Б.Д. Исследование дисперсного состава аэрозоля в периоды весенней дымки и лесных пожаров // *Оптика атмосфер. и океана.* 2011. Т. 24, № 6. С. 468–477.
- Горчаков Г.И., Семутникова Е.Г., Исаков А.А., Копейкин В.М., Карпов А.В., Курбатов Г.А., Лезина Е.А., Пономарева Т.Я., Соколов А.В. Московская дымная мгла 2010 г. Экстремальное аэрозольное и газовое загрязнение воздушного бассейна Московского региона // *Оптика атмосфер. и океана.* 2011. Т. 24, № 6. С. 452–458.
- Бизин М.А., Куценогий К.П., Куценогий П.К., Макаров В.И. Автоматизация нефелометрических измерений массовой концентрации субмикронных атмосферных аэрозолей // *Оптика атмосфер. и океана.* 2007. Т. 20, № 3. С. 291–296.
- Johnson R.L., Huntzicker J.J. Analysis of volatilizable and elemental carbon in ambient aerosol // *Proc. Carbonaceous Particles in the Atmosphere* (edited by T. No-

- vakov), 1979. P. 10–13. Report LBL-9037, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, CA.
9. Армалис С.Ю., Нюка А.К. Методика определения органического и элементного углерода в атмосферном аэрозоле // Физика атмосф. 1986. № 11. С. 155–159.
 10. Makarov V.I., Koutsenogii K.P., Koutsenogii P.K. Daily and seasonal changes of organic and inorganic carbon content in atmospheric aerosol Novosibirsk region // J. Aerosol Sci. 1999. V. 30. P. S255–S256.
 11. Смоляков Б.С., Куценогий К.П., Павлюк Л.А., Филимонова С.Н., Смирнова А.И., Макаров В.И., Прийдак Н.В. Мониторинг ионного состава атмосферных аэрозолей и осадков в Новосибирской области в 1994–1997 гг. // Оптика атмосф. и океана. 1998. Т. 11, № 7. С. 723–728.
 12. Baryshev V.B., Bufetov N.S., Koutzenogii K.P., Makarov V.I., Smirnova A.I. Synchrotron radiation measurements of the elemental composition of Siberian aerosols // Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. A. 1995. V. 359. P. 297.
 13. HYSPLIT (HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) Model. URL: <http://www.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>, NOAA Air Resources Laboratory.
 14. Куценогий К.П., Смирнова А.И. Метод обратных траекторий для идентификации источников атмосферных аэрозолей регионального и глобального масштабов // Оптика атмосф. и океана. 2001. Т. 14, № 6–7. С. 510–514.
 15. Космоснимки – мониторинг пожаров. URL: <http://fires.kosmosnimki.ru>.
 16. Самсонов Ю.Н., Беленко О.А., Иванов В.А. Дисперсные и морфологические характеристики дымовой аэрозольной эмиссии от пожаров в бореальных лесах Сибири // Оптика атмосф. и океана. 2010. Т. 23, № 6. С. 423–431.
 17. Samsonov Y.N., Ivanov V.A., McRae D.J., Baker S.P. Chemical and dispersal characteristics of particulate emissions from forest fires in Siberia // Int. J. Wildland Fires. 2012. V. 21. P. 818–827.
 18. Конев Э.В. Физические основы горения растительных материалов. Новосибирск: Наука, 1977. 237 с.
 19. Смоляков Б.С., Куценогий К.П., Макаров В.И., Ковальская Г.А., Смирнова А.И., Павлюк Л.А., Филимонова С.Н. Влияние лесных пожаров на химический состав аэрозоля // Оптика атмосф. и океана. 1999. Т. 12, № 6. С. 523–527.

M.A. Bizin, S.A. Popova, O.V. Chankina, V.I. Makarov, M.P. Shinkarenko, B.S. Smolyakov, K.P. Kutsenogii. The effect of forest fires on mass concentration, disperse and chemical composition of atmospheric aerosols on a regional scale.

This paper presents the dynamics of principal chemical components of particulate matter in a smoke screen over Novosibirsk and its suburb resulting from forest fires of the Tomsk region and Krasnoyarsk territory. It has been found that the levels of submicron mass concentration of atmospheric aerosol (AA) increased significantly in 2012 as compared to 2010 and 2011. This increase is correlated with the high presence of organic matter in the atmosphere accompanied by the raised acidity and higher concentration of potassium K^+ and formiate $HCOO^-$ ions. Changes in the element composition of AA are absent.