

Ал.В. Капитанов, Ан.В. Капитанов, Н.Д. Смирнов

О ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ЛИДАРОВ ПРИ ИЗУЧЕНИИ АЗОТНОГО ЦИКЛА В ФОТОХИМИЧЕСКОМ СМОГЕ

Установлен минимальный набор компонентов: NO, NO₂, NO₃ и O₃, описывающий суточный цикл окислов азота в загрязненной тропосфере. Показана возможность пространственно-разрешенных измерений концентраций NO₃ лидаром. Определены необходимые параметры лидара дифференциального поглощения для комплексных измерений концентраций NO, NO₂, NO₃ и O₃ и относительного распределения аэрозоля с целью изучения механизма образования фотохимического смога.

Химический цикл окислов азота играет определяющую роль в образовании фотохимического смога, детальный механизм образования которого в настоящее время неясен [1]. В относительно мало загрязненном воздухе также происходят процессы, характерные для условий развитого фотохимического смога [2]. До недавнего времени основное внимание при изучении азотного цикла в нижней тропосфере уделялось оксиду и диоксиду азота и озону. Однако последние исследования ночной химии окислов азота показали важность определения содержания NO₃ и N₂O₅ в тропосфере [3, 4]. Анализ экспериментальных работ [3, 4, 5], использующих трассовые оптические методы определения концентраций NO, NO₂ и NO₃, показывает их неприменимость в условиях городской атмосферы ввиду неоднородности распределения компонентов в сочетании с негомогенностью реакций в областях выбросов в атмосферу. Кроме того, при изучении химического цикла окислов азота необходимо проводить одновременные измерения концентраций нескольких компонентов за время порядка нескольких минут, что соответствует времени химически замороженной атмосферы. Наиболее перспективным при решении этой задачи представляется применение лидаров.

В настоящей статье рассматривается возможность применения лидара дифференциального поглощения для измерения концентраций NO, NO₂, NO₃ и O₃ в целях изучения суточного цикла окислов азота в смоге городов.

Основным антропогенным источником окислов азота в атмосфере являются реакции горения, при которых окисление атмосферного азота приводит к образованию оксида азота, дальнейшее окисление которого в тропосфере приводит к образованию других окислов.

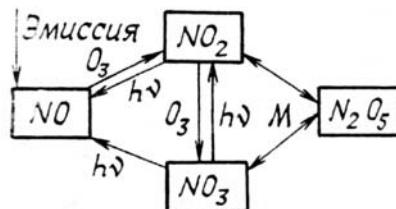


Рис. 1. Основные реакции химического цикла окислов азота в тропосфере

На рис. 1 представлены основные реакции химического цикла окислов азота, выбранные с учетом констант скоростей реакций и реальных концентраций компонентов в нижней тропосфере.

В реакциях окисления NO до NO₂ и NO₂ до NO₃ участвует озон, который также является одним из токсичных компонентов смога. Стрелки с надписью $h\nu$ обозначают фотолитические реакции, идущие в присутствии солнечного света. В реакции образования и распада N₂O₅



участвует молекула M (обычно азота или кислорода), не изменяющаяся химически.

Днем фотолитические реакции распада NO₃ идут быстрее реакции его образования [6], а между концентрациями NO, NO₂ и O₃ устанавливается псевдоравновесное состояние в реакциях фотолиза NO₂ и окисления NO озоном [1], поэтому днем необходимо измерять концентрации NO, NO₂ и O₃. Ночью, в отсутствие фотолитических реакций, основными компонентами являются NO₂, NO₃, N₂O₅ и O₃. Так как между концентрациями окислов азота устанавливается равновесие в реакции (1), то для понимания ночной химии окислов азота необходимо измерять ход концентраций O₃, NO₂ и NO₃ или N₂O₅.

Набор реакций и основных компонентов одинаков в определенное время суток (днем или ночью), но ход концентраций компонентов непосредственно связан с их ходом в предыдущий период

суток. При изучении городских загрязнений значение этой связи особенно велико, что объясняется цикличностью антропогенных выбросов в атмосферу.

Таким образом, полную информацию о химической трансформации окислов азота может дать только изучение их суточного цикла.

Суточный ход концентраций компонентов в основном повторяется, но существуют и значительные отличия, которые не объясняет модель взаимных превращений окислов азота, приведенная на рис. 1.

Это различие обусловлено не только разницей в мощности антропогенных источников и метеоусловий, но также наличием стоков и каналов трансформации окислов азота за счет реакций с другими компонентами, основными из которых являются CO , SO_2 , органические соединения, водяной пар и капли [4, 5, 6]. Изучение суточного цикла окислов азота позволит определить основные из этих каналов. Наиболее просто учесть влияние температуры и влажности, т. к. можно ограничиться их локальными измерениями [3, 5].

Принцип лидара дифференциального поглощения (ЛДП) основывается на сильной зависимости сечения поглощения исследуемого газа в окрестности линии или полосы поглощения от длины волны. Минимально измеримые концентрации компонентов N_{\min} оцениваются по формуле [7]

$$N_{\min} = \frac{1}{2\Delta\sigma\Delta R} \ln\left(1 + \frac{\Delta E}{E}\right), \quad (2)$$

где $\Delta\sigma$ — дифференциальное сечение поглощения исследуемого компонента на длинах волн зондирования; ΔR — длина строба зондирования; $\Delta E/E$ — относительная погрешность определения сигнала. Метод с использованием ЛДП наиболее легко реализуется в видимой и ближней ультрафиолетовой областях спектра. Для изучения суточного цикла окислов азота предполагается измерять концентрации O_3 , NO , NO_2 и NO_3 , которые имеют сильные полосы поглощения в этой области спектра, а концентрацию N_2O_5 восстанавливать по двум последним, т.к. в его спектре поглощения нет линий, пригодных для измерения данным методом. Рассмотрим детально возможность применения ЛДП для зондирования выбранных компонентов.

Радикал NO_3 имеет линию поглощения с максимумом на длине волны 662 нм и полушириной около 3 нм. Для резонансной длины волны $\lambda_0 = 662$ нм и длины волны на крыле линии поглощения $\lambda_\omega = 660$ нм дифференциальное сечение поглощения $\text{NO}_3 \Delta\sigma = 1,47 \cdot 10^{-17} \text{ см}^2$ [8]. Единственным конкурирующим поглотителем в данной области спектра является водяной пар, но его поглощение на выбранных длинах волн мало, и может быть легко учтено [3]. При оценке минимально-измеримой концентрации NO_3 по формуле (2) погрешность определения сигнала ($\Delta E/E$) принималась равной 0,002, что достижимо для существующих в настоящее время установок [9] при использовании оптимальных методов математической обработки лидарного сигнала. При $\Delta R = 300$ м минимально измеримая концентрация NO_3 равна 90 ppb. Пиковые концентрации NO_3 ночью в загрязненной атмосфере достигают значений более 400 ppb [10], что позволяет рассчитывать на пространственно-разрешенные измерения концентраций NO_3 . Дальность зондирования при этом может достигать нескольких километров [11].

Измерения концентраций O_3 ЛДП обычно проводятся в области ближнего ультрафиолета. При этом основную трудность представляет учет большого числа конкурирующих поглотителей, а также большая дисперсия аэрозольной поправки при обычно используемой разнице длин волн зондирования, составляющей около 15 нм [12]. При проведении измерений в фотохимическом смоге важность учета этих двух факторов значительно возрастает.

Конкурирующими поглотителями для озона в фотохимическом смоге являются следующие компоненты: N_2O_5 , NO_2 , SO_2 , H_2O , HO_2 , CH_2O , H_2O_2 , HNO_3 , N_2O , H_2S , HNO_2 , NH_3 и ПАН [20, 21, 22]. Основными из перечисленных компонентов являются SO_2 , N_2O_5 , NO_2 , H_2O с типичными концентрациями 100, 20, 100 ppb 2000 ppm соответственно [3, 4, 5, 6]. При типичной концентрации $\text{O}_3 = 100$ ppb, суммарный вклад остальных конкурирующих поглотителей не превышает 0,1% от поглощения озоном. Так как в предлагаемой работе концентрации NO_2 и H_2O будут непосредственно измеряться, а профиль концентрации N_2O_5 восстанавливаться из измерений NO_2 и NO_3 , вклад этих поглотителей может быть учтен. Таким образом, единственным неучтенным поглотителем остается SO_2 . Сечение поглощения O_3 в области 260–290 нм почти линейно убывает с увеличением длины волны [13], поэтому для увеличения дальности зондирования целесообразно выбирать длины волн вблизи 290 нм. На рис. 2 представлены спектральные зависимости поглощения O_3 и SO_2 в области 260–310 нм [13, 14]. Длины волн $\lambda_0 = 288,3$ и $\lambda_\omega = 289,2$ нм для озона выбраны таким образом, что дифференциальное сечение поглощения SO_2 практически равно нулю, а дифференциальное сечение поглощения $\text{O}_3 \Delta\sigma$ равно $1,7 \cdot 10^{-19} \text{ см}^2$. Этот выбор длин волн с разницей $\lambda_\omega - \lambda_0 = 0,9$ нм позволяет пренебречь аэрозольной поправкой при достаточно большом дифференциальном сечении поглощения озона. При $\Delta R = 300$ м и $(\Delta E/E) = 0,002$ оценка предельно измеримой концентрации O_3 по формуле (2) 8 ppb. Пространственно-разрешенное зондирование O_3 в этой области спектра возможно на расстояния в несколько километров.

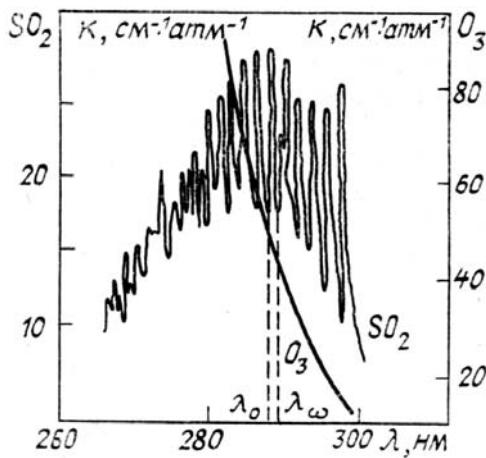


Рис. 2. Спектральные зависимости коэффициентов поглощения SO_2 [14] и O_3 [13] в области 260–310 нм

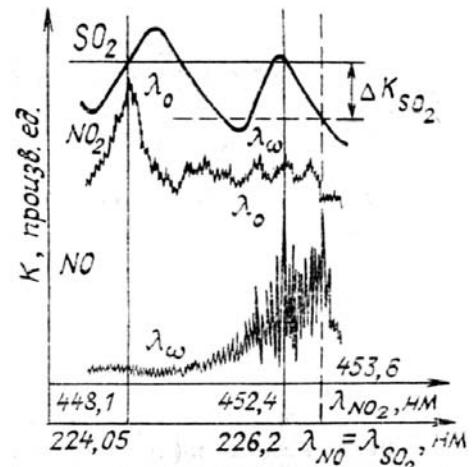


Рис. 3. Спектральные зависимости коэффициентов поглощения SO_2 [16] и NO [9] в области 226 нм, и NO_2 в области 450 нм [9]

Для измерения NO и NO_2 предлагается схема, аналогичная описанной в [9]. На рис. 3 представлены спектральные зависимости поглощения NO_2 в области 450 и NO в области 226 нм. Для зондирования NO_2 в [9] используется излучение лазера на красителе на длинах волн $\lambda_0 = 448,1 \text{ нм}$ и $\lambda_\omega = 453,6 \text{ нм}$, удвоение частоты которого на кристалле ВВО [15] дает излучение на длинах волн $\lambda_\omega = 224,05$ и $\lambda_0 = 226,8 \text{ нм}$, для зондирования NO . Однако такой выбор длин волн не позволяет проводить измерений NO в реальной атмосфере из-за наличия конкурирующих поглотителей. Для NO в области 226 нм конкурирующими поглотителями являются O_3 , SO_2 и NH_3 . Спектр поглощения SO_2 в области 226 нм [16] также представлен на рис. 3. Для длин волн, используемых в [9], при типичных для смога концентрациях $\text{SO}_2 = 100 \text{ ppb}$ и $\text{NO} = 30 \text{ ppb}$, дифференциальные коэффициенты поглощения Δk этих компонентов равны соответственно $1,0 \cdot 10^{-6} \text{ см}^{-1}$ и $3,15 \cdot 10^{-6} \text{ см}^{-1}$. Для измерения концентраций NO при таком выборе длин волн необходимо одновременное измерение концентраций SO_2 . В настоящей статье для зондирования NO предлагается использовать излучение с длинами волн $\lambda_0 = 226,2$ и $\lambda_\omega = 224,05 \text{ нм}$. При этом дифференциальный коэффициент поглощения SO_2 уменьшается до $0,4 \cdot 10^{-6} \text{ см}^{-1}$, а NO увеличивается до $3,5 \cdot 10^{-6} \text{ см}^{-1}$, т.е. вклад поглощения SO_2 в измерение поглощения NO составит около 10%, что позволяет не измерять непосредственно SO_2 при определении концентрации NO . Озон в области 226 нм имеет непрерывный спектр поглощения. Дифференциальный коэффициент поглощения озона на этих длинах волн, при типичной его концентрации 100 ppb, имеет значение около $1,5 \cdot 10^{-6} \text{ см}^{-1}$ [13]. Поглощение O_3 составляет около 50% поглощения NO , т.е. при измерениях концентраций NO необходимо учитывать поглощение озоном. В настоящей работе предполагается непосредственное измерение концентраций озона, и его вклад в поглощение излучения будет учитываться. Дифференциальный коэффициент поглощения NH_3 , при его типичной концентрации 10 ppb, на этих длинах волн равен $2 \cdot 10^{-19} \text{ см}^{-1}$ [17], что позволяет пренебречь его присутствием в зондируемой области.

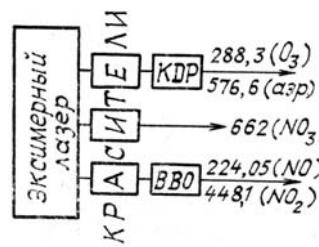


Рис. 4. Принципиальная схема блока излучателя лидара дифференциального поглощения для зондирования NO , NO_2 , NO_3 , O_3 и аэрозоля

При значении предельно-измеримой концентрации NO , равном поправке на поглощение SO_2 3 ppb, и $\Delta\sigma = 4,6 \cdot 10^{-18} \text{ см}^2$ по формуле (2) получим значение $(\Delta E/E) \approx 0,02$. Максимальная дальность зондирования в этой области спектра определяется поглощением молекулярного кислорода и сильным рэлеевским рассеянием. По оценкам эта величина составляет около 1 км, что согласуется с экспериментальным результатом [9]. Дифференциальное сечение поглощения NO_2 $\Delta\sigma$ на длинах волн $\lambda_0 = 448,1$ и $\lambda_\omega = 452,4 \text{ нм}$ равно $2,4 \cdot 10^{-19} \text{ см}^{-2}$ [18]. Основную трудность при таком зондировании NO_2 представляет большая дисперсия аэрозольной поправки, связанная с большой разницей длин волн зондирования в 4,3 нм. Оценка аэрозольной поправки для NO_2 на данных длинах волн в усло-

виях загрязненной городской атмосферы, проведенная по методике [12], дает примерно 10 ppb. При значении минимально измеримой концентрации NO_2 , равном аэрозольной поправке — 10 ppb, по формуле (2) получим $(\Delta E/E) \approx 0,003$. Дальность зондирования NO_2 на длинах волн в области 450 нм может достигать нескольких километров [11].

Для проведения комплексных измерений концентраций O_3 , NO , NO_2 и NO_3 предлагается принципиальная схема лидара дифференциального поглощения, излучатель которого состоит из двух симметричных блоков, действующих синхронно, каждый из которых служит для получения излучения на одной из длин волн выбранной пары для каждого из исследуемых компонентов. Принципиальная схема одного из блоков показана на рис. 4. Для зондирования NO_3 используется излучение лазера на красителе с длиной волны 662 нм (на другом блоке — 660). Для зондирования O_3 на длине волны 288,3 нм (289,2) используется излучение лазера на красителе с последующим удвоением частоты на кристалле КДП. Для зондирования NO_2 используется излучение лазера на красителе с длиной волны 448,1 нм (452,4), удвоение частоты которого на кристалле ВВО дает излучение с длиной 224,05 нм (226,2) для зондирования NO . Накачка лазеров на красителе в каждом блоке осуществляется эксимерным лазером на XeCl . Предлагаемая схема позволит получать лазерные импульсы на λ_0 и λ_ω для определенного компонента в пределах времени замороженной атмосферы — порядка 1 мс [11]. Последовательное переключение излучения эксимерных лазеров накачки на разные красители позволит проводить одновременные измерения концентраций всех четырех компонентов за характерное время химически замороженной атмосферы — порядка нескольких минут.

Анализ сигнала обратного рассеяния на нерезонансных длинах волн $\lambda_\omega = 452,4$ — для NO_2 , $\lambda_\omega = 660$ нм — для NO_3 и на удвоенных длинах волн зондирования озона 578,4 и 576,6 нм позволит восстанавливать относительное распределение аэрозоля по трассе в каждом измерении [7]. Области повышенного содержания аэрозоля можно рассматривать как возможные области с повышенной негомогенностью реакций [19].

При проведении комплексных измерений по указанным четырем компонентам максимальная дальность зондирования L будет ограничена дальностью зондирования NO — около 1 км. Для $L = 1$ км были оценены параметры лидарной установки, необходимые для получения указанных значений N_{\min} исследуемых компонентов. Оценка проводилась с использованием уравнения лазерной локации [11]. При эффективной площади приемника 0,1 м² и частоте повторения импульсов 20 Гц для зондирования NO и O_3 необходимые энергии выходного излучения в импульсе составляют 5 мДж, для NO_2 30 и для NO_3 10 мДж. Выходная энергия эксимерного лазера должна составлять около 100 мДж в импульсе. При указанных параметрах время измерения концентраций всех четырех компонентов на километровой трассе с разрешением по дальности 50 м составит около 10 мин, что сравнимо с временем химически замороженной атмосферы. Таким образом, предлагаемая схема лидарной установки с указанными параметрами позволив проводить комплексные измерения NO , NO_2 , NO_3 , O_3 и аэрозоля с целью изучения суточного цикла окислов азота в фотохимическом смоге.

1. Бrimблумб П. Состав и химия атмосферы. М.: Мир, 1988. 351 с.
2. Дмитриев М. Т. //Метеорологические аспекты загрязнения атмосферы. Т. III. М.: Гидрометеоиздат, 1981. С. 96–102.
3. Platt U., Perner D., Schroeder T., Kessler C., Toenissen A. //J. Geoph. Res. 1981. V. 86. № C12. P. 11, 965.
4. Platt U., Perner D. //Geoph. Res. Lett. 1980. V. 7. № 1. P. 89.
5. Platt U.F., Winer A.M., Biermann H.Y., Atkinson R. and Pitts J.N. //Envir. Sci. Technol. 1984. V. 18. № 5. P. 365.
6. Мак-Ивен М., Филлипс Л. Химия атмосферы. М.: Мир, 1978. 375 с.
7. Camagni P., Sandroni S. Optical remote sensing of air pollution. Amsterdam. Netherlands: Elsevier, 1984. P. 422.
8. Davidson J.A., Shetter R.E., Anderson B.A. and Calvert J.G. //J. Phys. Chem. 1987. V. 91. № 23. P. 5858.
9. Kölsh H.J., Raivoux P., Wolf J.P., Wöste L. //Appl. Optics. 1989. V. 28. № 11. P. 2052.
10. Atkinson R., Wallington T.J., Winer A.M., Pitts J.N. //J. Phys. Chem. 1986. V. 90. № 21. P. 5393.
11. Хинкли Э. Д. Лазерный контроль атмосферы. М.: Мир, 1979, 416 с.
12. Browell E.V., Ismail S. and Shipley S.T. //Appl. Opt. 1985. V. 24. № 17. P. 2827.
13. Справочник по геофизике. М.: Наука, 1965. 571 с.
14. Metter H.D. //J. Chem. Phys. 1968. V. 49. № 4. P. 1784.
15. Miyazaki K., Sakai H., Sato T. //Optics Lett. 1986. V. 11. № 12. P. 797.
16. Warneck P., Marmo F.F., Sullivan J.O. //J. Chem. Phys. 1964. V. 40. № 4. P. 1132.
17. Thompson B.A., Harteck P., Reeves R.R. //J. Geoph. Res. 1963. V. 68. № 24. P. 6431.
18. Takeuchi N., Shimizu H., Kuda M.O. //Appl. Opt. 1978. V. 17. № 17. P. 2734.
19. Heikes B.G., Thompson A.M. //J. Geophys. Res. 1983. V. 88. № C15. P. 10, 883.
20. Перов С.П., Хргиан А.Х. Современные проблемы атмосферного озона. Л.: Гидрометеоиздат, 1980. 290 с.
21. Климкин В.М., Федорищев В.Н. //Оптика атмосферы. 1989. Т. 2. № 2. С. 220.
22. Stockwell W.C., Calvert J.C. //J. Photochem. 1978. V. 8. № 1. P. 193.

Центральная аэрологическая обсерватория,
г. Долгопрудный

Поступила в редакцию
22 мая 1990 г.

**A1.V. Kapitanov, An.V. Kapitanov, N.D. Smirnov. On the Possibility of Using a Lidar
for Studying the Nitrogen Cycle in a Photochemical Smog.**

A minimum set of components: NO, NO₂, NO₃ and O₃ describing in the nitrogen oxides daily cycle in the polluted troposphere is determined. The possibility of making space-resolved lidar measurements of NO₃ concentrations is shown. Determined are the necessary DIAL parameters for making the combined measurements of NO, NO₂, NO₃ and O₃ concentrations and of the aerosol relative distribution aimed at investigation of the photochemical smog formation mechanism.