

МЕЛКОДИСПЕРСНЫЕ ВЗВЕШЕННЫЕ ЧАСТИЦЫ В АТМОСФЕРНОМ ВОЗДУХЕ И ИХ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ЗДОРОВЬЕ ЖИТЕЛЕЙ МЕГАПОЛИСОВ

Б.А. Ревич

Институт народнохозяйственного прогнозирования РАН,
Россия, 117418, Москва, Нахимовский проспект, д. 47

Реферат. Мелкодисперсные взвешенные частицы (PM) разного размера – 10 и 2.5 мкм являются основным индикатором качества атмосферного воздуха. В статье представлен обзор основных результатов эпидемиологических исследований о воздействии PM на различные показатели здоровья населения (заболеваемость, репродуктивное здоровье, смертность). На основании данных Росгидромета о содержании общих взвешенных частиц в атмосферном воздухе городов России с использованием расчетных коэффициентов для PM10 и PM2.5 определены показатели дополнительной смертности населения в 219 городах, составившие 67.9 тыс. случаев/год при воздействии PM10 и 88.2 тыс. случаев/год с учетом воздействия PM2.5. Эти показатели соответствуют данным по Европейскому региону ВОЗ. Наиболее высокий уровень загрязнения атмосферного воздуха характерен для российских городов, расположенных в азиатской части страны. Систематические натурные определения PM10 в атмосферном воздухе проводятся только в Москве, Санкт-Петербурге и Красноярске. Показана эффективность природоохранной деятельности в Москве, приведшая к снижению концентраций PM10 в атмосферном воздухе. Отсутствие системы наблюдений в атмосферном воздухе других населенных пунктов затрудняет объективную оценку качества атмосферного воздуха и определение наиболее загрязненных территорий. Анализ данных о содержании PM в атмосферном воздухе различных городов мира показал их связь с влиянием аридных территорий и транспортной нагрузки. Эффективность экологической политики в европейских городах подтверждается снижением уровня загрязнения PM атмосферного воздуха.

Ключевые слова. Атмосферный воздух, мониторинг качества атмосферного воздуха, PM10, риск здоровью населения, смертность населения, мегаполис.

FINE SUSPENDED PARTICULATES IN AMBIENT AIR AND THEIR HEALTH EFFECTS IN MEGALOPOLISES

B.A. Revich

Institute of National Economic of RAS,
47, Nakhimovsky prospect, 117418, Moscow, Russia

Abstract. Fine suspended particulate matter (PM) with particle size between 10 and 2.5 micrometers remains an important indicator of air quality. This paper

summarizes the most important results of epidemiological studies of relation between PM and various public health endpoints (e.g., morbidity, reproductive health, mortality). Excess mortality attributed to exposure to suspended particulates was estimated in 219 Russian cities combining PM unit risk coefficients and air pollution levels reported by Russian Committee for Hydrometeorology. Exposure to PM₁₀ caused 67.900 additional deaths per year, while exposure to PM_{2.5} caused 88.200 additional deaths per year. These estimates correspond to WHO Europe data. The cities in Asian part of the Russian Federation generally have higher levels of particulate pollution. PM₁₀ levels are regularly monitored only in Moscow, Saint Petersburg and Krasnoyarsk. The paper confirmed effectiveness of environmental protection efforts in Moscow where PM₁₀ levels decreased with time. Objective assessment of air quality in other cities and identification of air pollution hotspots are hardly possible without continuous monitoring of urban air quality. International studies showed that PM₁₀ levels in the cities depend upon traffic intensity and the influence of arid areas. The effectiveness of environmental policy in European cities has been confirmed by gradual reduction in PM pollution levels.

Keywords. Atmospheric air, monitoring of air quality, PM₁₀, health risk, mortality, metropolis.

Введение

Интерес к проблеме загрязнения атмосферного воздуха мелкодисперсными взвешенными частицами (particulate matter – PM) возник относительно недавно – в середине 90-х годов. В атмосферном воздухе городов развитых стран снизились концентрации таких наиболее распространенных поллютантов, как оксид углерода, диоксид серы, оксиды азота, свинец из-за переноса наиболее «грязных» технологий в страны третьего мира, запрещения этилированного бензина, перехода на газ и другие, более экологичные виды топлива. В то же время была выявлена серьезная проблема с загрязнением атмосферного воздуха мелкодисперсными взвешенными частицами и начались широкие исследования их воздействия на состояние здоровья. Была доказана способность частиц с аэродинамическим диаметром менее 10 мкм (PM₁₀) проникать по бронхиальному дереву и накапливаться в тканях легких; более мелкие частицы с диаметром менее 2.5 мкм (PM_{2.5}) достигают бронхиол и альвеол, а наиболее мелкие наночастицы с диаметром менее 0.1 мкм (PM_{0.1}) проникают в кровоток. Токсикологические исследования подтверждают большую токсичность PM_{2.5} по сравнению с PM₁₀, начаты исследования по оценке токсичности PM_{0.1}. Задачи настоящего исследования – аналитический обзор результатов ряда крупных эпидемиологических исследований о воздействии PM на здоровье населения, расчет значений дополнительной смертности на основе данных о содержании общей пыли в атмосферном воздухе российских городов, оценка динамики натуральных показателей PM в атмосферном воздухе Москвы, анализ содержания PM в атмосферном воздухе различных городов мира и выявление некоторых факторов, влияющих на уровень загрязнения. Цели исследования – показать необходи-

мость введения мониторинга РМ в атмосферном воздухе российских городов, их опасность для здоровья населения.

Основные результаты эпидемиологических исследований

Оценка воздействия веществ, загрязняющих атмосферный воздух, базируется на основных методических подходах, используемых в доказательной медицине и применительно к данной проблеме в экологической эпидемиологии (environmental epidemiology). Эти методы подробно описаны в учебнике «Экологическая эпидемиология» (Ревич и др., 2004) и они подразделяются на две основные группы. Первая – определение эпидемиологических рисков на основании сопоставления фактических данных о качестве окружающей среды (загрязнении атмосферного воздуха, питьевой воды, шума, радиации и др.) и о качестве здоровья населения (смертности, заболеваемости, синдромов и т. д.) с использованием современных статистических методов. Эффект воздействия неблагоприятных факторов окружающей среды определяется по показателю относительного риска (ОР). Разность рисков (или атрибутивный риск) определяют как разницу значений риска в группах подвергшихся и неподвергшихся воздействию: $RR = PЭ - PО$, а относительный риск – как отношение этих же величин: $OR = PЭ / PО$.

Таким образом, относительный риск показывает, во сколько раз экспозиция увеличивает фоновую вероятность заболеть или умереть от того или иного заболевания. В нем отражается степень связи между воздействием и эффектом, поэтому важнейшее значение этого показателя состоит в выявлении биологического эффекта при воздействии неблагоприятного фактора. При этом производится определение относительных рисков для здоровья по показателю отношения шансов (odds ratio) или других статистических показателей. Показатель разности рисков развития нарушений здоровья в экспонированной и неэкспонированной когортах показывает *на сколько* повышаются нарушения здоровья в присутствии изучаемого фактора риска. С точки зрения организации здравоохранения, информация о числе дополнительных случаев заболевания (смерти), возникающих у лиц, подвергшихся воздействию неблагоприятного фактора, представляет большую ценность. Эти данные позволяют определить приоритетные направления действий в системе здравоохранения и охраны окружающей среды, и максимально эффективно использовать ограниченные ресурсы государства на профилактику и лечение экологически обусловленных заболеваний.

Вторая группа методов – определение расчетных рисков, которые определяются на основании разработанных в разных странах значений эпидемиологических рисков и результатов токсикологических исследований. Комитет экспертов ВОЗ по качеству воздуха и экспертные организации в разных странах мира определяют значения расчетного риска по загрязняющим веществам, в том числе и РМ. Такая работа проведена и в России. Методическими рекомендациями Роспотребнадзора установлены такие значения для более 100 веществ.

В публикациях по оценке воздействия РМ на здоровье населения показан широкий спектр биологических эффектов – от увеличения частоты бронхитов и других симптомов со стороны верхних и нижних дыхательных путей, обострения приступов бронхиальной астмы, до увеличения частоты случаев пневмоний и смертности от болезней органов дыхания и сердечно-сосудистых заболеваний. В дальнейшем было установлено, что взвешенные частицы (РМ) являются факторами риска развития атеросклероза, инфаркта миокарда, инсульта, ишемической болезни сердца (ИБС) и других заболеваний органов кровообращения. Результаты эпидемиологических исследований по оценке воздействия взвешенных частиц на общую смертность населения, и проведенные в различных странах мира, позволили определить показатели дополнительной общей (без внешних причин) смертности при воздействии РМ10 и РМ 2.5. Наиболее масштабное эпидемиологическое исследование по 22 когортам в Европе подтвердило зависимость общей смертности от концентраций в атмосферном воздухе РМ2.5, которая возрастала на 7% на каждые 5 мкг/м^3 – OR¹⁾ составило 1.07; (95ДИ²⁾: 1.02-1.13) (Beelen et al., 2014).

Воздействие РМ на показатели смертности наблюдается в городах, различающихся по климато-географическим условиям, национальному составу, образу жизни населения. Впоследствии на основании анализа результатов 58 исследований в Китае и на Тайване установлены значения рисков от воздействия РМ отдельно для сердечно-сосудистых заболеваний и заболеваний органов дыхания (табл. 1). Риски возникновения дополнительных случаев смерти от сердечно-сосудистых заболеваний при воздействии РМ2.5 примерно в 2 раза выше, чем от более крупных частиц РМ10, и они более значительны для заболеваний органов дыхания.

Таблица 1. Риски возникновения дополнительных случаев смерти от основных причин (кроме внешних) на каждые 10 мкг/м^3 (по Lu et al., 2015)

Причина смерти	PM10	PM2.5
Сердечно-сосудистые заболевания	0.36% (95%ДИ: 0.24-0.49%)	0.63% (95%ДИ: 0.35-0.91%)
Заболевания органов дыхания	0.62% (95%ДИ: 0.37-1.2%)	0.75% (95%ДИ: 0.39-1.11%)

Насколько эти популяционные риски для здоровья велики по сравнению с другими факторами риска, мы рассмотрим ниже при описании дополнительной смертности от воздействия РМ на показатели смертности городского населения России. Следует подчеркнуть, что влияние долговременной экспозиции РМ2.5 на смертность от специфических причин включает цереброваскулярную болезнь, ишемическую болезнь сердца, хронические obstructивные болезни легких и рак легких. Уровни РМ2.5, которые рассма-

¹⁾ OR – odds ratio, значение отношения шансов, по которому оценивается относительный риск

²⁾ ДИ – доверительный интервал

триваются в азиатских исследованиях, намного превосходят концентрации, наблюдаемые в долгосрочных эпидемиологических исследованиях, проведенных в Северной Америке и Западной Европе.

В России единственное исследование о воздействии суммарных взвешенных частиц на общую смертность населения, методически сопоставимое с зарубежными работами, проведено в 90-е годы в Свердловской области. В это время уровень загрязнения атмосферного воздуха был весьма высок и концентрации PM_{10} во время проведения исследования составляли в Екатеринбурге 100-150 $мкг/м^3$, в Нижнем Тагиле – 200 $мкг/м^3$, т.е. превышали российский норматив в 2-3 раза. Использование двух разных математических моделей дало вполне сходные результаты – вклад пыли в общую смертность населения Н. Тагила при оценке на основе линейной регрессии равен 3.15%, а на основе регрессии Пуассона – 3.56% (Кацнельсон и др., 2000). Опыт этой работы чрезвычайно важен для оценки уровня загрязнения атмосферного воздуха российских населённых пунктов, так как на стационарных постах наблюдений Росгидромета измеряются преимущественно только суммарные взвешенные частицы без выделения мелкодисперсных фракций, за исключением нескольких городов. Кратковременное (острое) воздействие взвешенных частиц PM_{10} в течение 24 часов приводит к возрастанию суточной смертности в среднем на 0.62% (95%ДИ: 0.5-1.6%) на каждые 10 $мкг/м^3$ PM_{10} . При этом смертность возрастает в наибольшей степени от заболеваний органов дыхания (до 1.2% по отношению к фоновому уровню), хотя наблюдается и возрастание смертности от сердечно-сосудистых заболеваний. Увеличение смертности более выражено для лиц, находящихся дома, а не в больницах (Dockery, Pope, 1996). Это вполне понятно, так как в условиях стационаров больше возможностей оказать людям необходимую медицинскую помощь. Учитывая, что в состав этих мелкодисперсных частиц входят никель, ванадий, сульфаты, нитраты, соединения кремния, в рамках этого европейского исследования также изучались связи между указанными веществами и смертностью от сердечно-сосудистых заболеваний, но они были статистически не достоверны (Wang et al., 2014).

В летние месяцы влияние взвешенных частиц от выбросов автотранспорта и других источников, не связанных с лесными пожарами, на уровень смертности сильнее, чем в зимние месяцы (Peng et al., 2005; Stafoggia et al., 2008; Yi et al., 2010). Например, в исследованиях в Корее было установлено, что в среднем за год смертность увеличивалась на 0.28% на каждые 10 $мкг/м^3$ PM_{10} , а в летние месяцы увеличение смертности достигало 0.57% (Yi et al., 2010). Относительный прирост смертности в Москве на каждые 10 $мкг/м^3$ PM_{10} составляет 0.43% при температурах ниже 18°C, увеличиваясь до 1.44% при 30°C (Ревич и др., 2015а). В более ранних работах такие доказательства были весьма ограниченными и даже подвергались сомнению (Johnston et al., 2011; Vedal, Dutton, 2006; Morgan et al., 2010; Hanninen et al., 2009), но в последнее время получены новые данные о влиянии природных пожаров на смертность населения. Дополнительная смертность от них достигает в глобальном масштабе более 300 тыс. случаев смертей ежегодно (Johnston et al., 2012).

Исследований воздействия РМ на заболеваемость намного меньше, чем по смертности. В какой-то степени это связано со сложностями использования определяемых в эпидемиологических исследованиях параметров зависимостей «воздействие – ответ» для оценки затрат и выгод в процессе разработки стратегии управления качеством атмосферного воздуха. По причинам практического характера число рекомендованных зависимостей должно быть сведено к минимуму (оптимально – одна на загрязнитель), что облегчает выбор варианта политики принятия регулирующих мер. Поэтому эффекты в отношении заболеваемости чаще всего не учитываются при анализе затрат и выгод по двум основным причинам: в целом в большинстве развитых стран влияние загрязнения на смертность доминирует и данные о смертности более полные и лучше стандартизированы. Тем не менее, большинство экспертов считают, что, поскольку анализ затрат и выгод с целью выбора варианта или вариантов политики проводится для сопоставления выгод от мероприятий по снижению ущерба от загрязнения и затрат на их проведение, это требует полной оценки всех последствий воздействий, так как упущение некоторых из них является причиной недооценки выгоды от снижения уровня загрязнения, что может приводить к неправильным заключениям. Следовательно, выбор конкретных функциональных зависимостей для этого анализа должен опираться на всесторонние оценки и включать рассмотрение полного набора исходов в отношении здоровья, связанных с воздействием, и подтвержденных данными научных исследований.

В связи с этим число исследований влияния взвешенных частиц на показатели заболеваемости за последнее время резко возросло. Так, в ряде публикаций доказано воздействие загрязненного атмосферного воздуха на частоту случаев сердечной недостаточности (Carey et al., 2016), частоту бронхитов. При увеличении концентраций РМ на каждые 10 мкг/м^3 происходит возрастание частоты симптомов со стороны органов дыхания на 2.4%, в т.ч. приступов кашля; обращаемости или госпитализация по поводу заболеваний органов дыхания на 0.5% при воздействии в течение суток, при длительном воздействии повышенных концентраций РМ – увеличение частоты приступов астмы у детей на 4.2% (Huang et al., 2016). Частицы РМ_{2.5} изучались и как фактор риска рака легкого при исследовании когорты в 360 тыс. человек в 17 странах ЕС. В этих исследованиях доказано возрастание случаев заболеваемости раком легкого на 18% при увеличении концентраций РМ_{2.5} на каждые 5 мкг/м^3 , т.е. при уровне РМ₁₀ ниже 40 мкг/м^3 и РМ_{2.5} ниже 25 мкг/м^3 . При этом у пациентов учитывался не только факт курения, но и его интенсивность, длительность, доход, профессия, потребление фруктов и другие влияющие факторы (Raaschou-Nielsen et al., 2013). Близкие значения получены и в городе Лос-Анджелес, где на каждые 10 мкг/м^3 риск смертности от рака легкого, бронхов, носа, гортани увеличивался на 1.48% (95%ДИ: 1.48-1.52) после стандартизации показателей по полу, стадии рака и локализации (Hu et al., 2013). В последующем комментарии указывалось, что в других странах (Китай, Индия) за пределами Европы и США с более высоким уровнем загрязнения атмосферного воздуха РМ риск от воздействия РМ еще более значителен (Yorifuji et al.,

2013). Глобальные расчетные оценки дополнительной смертности населения от воздействия РМ варьируют в пределах 800 тыс. дополнительных случаев смерти/год (Cohen et al., 2004) до 3.7 ± 1.0 млн. (Apenberg et al., 2010), 3.2 ± 0.4 млн. (Lim et al., 2012) и 2.5-3.0 млн. только от заболеваний сердечно-сосудистой системы и органов дыхания (Silva et al., 2013). Такое значительное различие зависит как от используемых коэффициентов риска, так и от исходных данных о концентрациях РМ 10 и 2.5 в атмосферном воздухе различных городов мира. Число городов, где осуществляется мониторинг взвешенных частиц, значительно увеличилось преимущественно за счет азиатских и африканских территорий. Отдельное направление по оценке влияния РМ 10 и 2.5 посвящено изучению репродуктивного здоровья, преимущественно частоте рождения недоношенных детей (вес до 2.5 кг). Масштабные эпидемиологические исследования о последствиях воздействия РМ10 и РМ2.5 на 74 тыс. женщин 12 стран Европы доказали, что при увеличении концентраций РМ2.5 на каждые 5 мкг/м^3 происходит увеличение этого показателя на 1.18 (95%ДИ: 1.06-1.33), причем он возрастает даже при среднегодовой концентрации РМ2.5 ниже величины в 25 мкг/м^3 , являющейся нормативной величиной Европейского Союза. При увеличении концентраций РМ10 риск на каждые 10 мкг/м^3 составил 1.16 (95%ДИ: 1.0-1.35) (Pedersen et al., 2013). Анализ сплошной выборки новорожденных (8.02 млн.) в США за 1999-2007 гг. показал уменьшение веса новорожденного на 6.6 г (95%ДИ: 5.9-7.2) при увеличении концентрации РМ10 на 7.8 мкг/м^3 (Ebisu et al., 2016). Подобные эффекты описаны также в Калифорнии при анализе истории рождения 646 тыс. новорожденных, причем основной риск связывают с воздействием РМ2.5 и наличием в этих частицах соединений серы и тяжелых металлов (цинк, медь и другие вещества) (Basu et al., 2014). Применение мета-анализа дало возможность установить, что в целом по США до 3.3% рождения недоношенных детей происходит при воздействии на беременных женщин РМ2.5 в концентрациях более 8.8 мкг/м^3 (Trasande et al., 2016). Частота рождения таких детей возрастает при воздействии РМ2.5 (95%ДИ: 1.05, 0.99-1.12) на каждые 10 мкг/м^3 – OR = 1.10 (95% 1.05-1.15) и на каждые 20 мкг/м^3 при воздействии РМ10 (Stieb et al., 2011). Среди 253 тыс. новорожденных в Нью-Йорке в 2008-2010 гг. воздействие каждых 10 мкг/м^3 РМ10 приводило к уменьшению массы новорожденных на 18 грамм (Savitz et al., 2014). Для сравнения укажем, что в Москве среднегодовая концентрация РМ10 в 2015 г. составила 38 мкг/м^3 (Доклад..., 2016), но затем снизилась до 28 мкг/м^3 (в Нью-Йорке – 16 мкг/м^3), т.е. существует реальная опасность воздействия на репродуктивное здоровье жителей города мелкодисперсных взвешенных частиц (РМ).

Нормирование мелкодисперсных взвешенных частиц в атмосферном воздухе на основании результатов эпидемиологических исследований

Результаты токсикологических и эпидемиологических исследований послужили основой для разработки нормативов содержания этих веществ в

атмосферном воздухе. Одним из основных принципов нормирования стала оценка частоты встречаемости повышенных концентраций РМ и годовые нормативы. Согласно директиве Европейского союза, превышение концентраций РМ₁₀, осредненной за 24 часа, – 50 мкг/м³ – разрешается не более 7 раз в течение года, среднегодовой норматив установлен на уровне 20 мкг/м³; для РМ_{2.5} соответственно – 25 и 10 мкг/м³ (Air Quality Standards. European Commissions, [http://: Eceuropa.eu/environment/air/quality/stsndarts/htm](http://Eceuropa.eu/environment/air/quality/stsndarts/htm)). Однако воздействие и таких концентраций на беременных женщин приводит к повышению риска появления недоношенных детей и детей с малым весом тела (Basu et al., 2014). В США, основываясь на результатах эколого-эпидемиологических работ о влиянии на сердечно-сосудистую и дыхательную систему, предложен еще более жесткий годовой норматив по РМ_{2.5} – 10 мкг/м³. В России в 2010 г. приняты более мягкие нормативные величины – среднесуточный норматив по РМ₁₀ равный 60 мкг/м³ и РМ_{2.5} – 35 мкг/м³; годовой – соответственно 40 и 25 мкг/м³ (ГН2.1.6.2640-10), но пока нет доказательств, что для этих частиц есть безопасный уровень воздействия, при котором отсутствуют негативные последствия для здоровья (Обзор данных..., 2013).

В некоторых странах мира используют не только руководящие документы ВОЗ по качеству окружающего воздуха, в частности WHO Air Quality Guidelines Global Update 2005, но и индекс загрязнения, который необходим для принятия управленческих решений. Например, в Великобритании такой индекс при концентрации РМ₁₀ в интервале от 50 до 74 мкг/м³ оценивается как повышенный, при котором должны быть информированы местные органы управления, в т.ч. и здравоохранения. Среднесуточные концентрации РМ₁₀ более 100 мкг/м³ оцениваются как очень высокая и является порогом тревоги и необходимости срочного принятия мер для защиты здоровья населения ([http:// www // londonair.org.uk/london/asp/home.asp](http://www//londonair.org.uk/london/asp/home.asp)). Подобный подход использован и в Москве, где на основании работ по оценке воздействия РМ₁₀ на смертность населения были определены ориентировочные 4 градации степени загрязнения атмосферного воздуха РМ₁₀: среднесуточные значения в интервале от 53 до 96 мкг/м³ характеризуются какстораживающие и в течение года возможно таких 7.3 дней, от 96 до 138 – как средние и выше 138 мкг/м³ – как высокие по 3.7 дня и в остальные 350.3 дня – как допустимый уровень по показателю дополнительной смертности населения (Ревич и др., 2015б). Некоторые различия этих оценок по Москве с критериями, принятыми в Великобритании, возможно связаны с отличающимися показателями смертности населения.

PM₁₀ в атмосферном воздухе городов России и риски здоровью

Системой наблюдений за атмосферным воздухом Росгидромета в 219 городах России определяются преимущественно суммарные взвешенные частицы. Согласно этим данным, среднегодовая концентрация взвешенных частиц за 2010-2014 гг. снизилась на 6.5% при том, что от стационарных источников выбросы уменьшились на 20% (<http://voeikovmgo.ru/images/stories/publications/>

2015/ejegodnik_zagr_atm_2014.pdf). Это подтверждает тот факт, что определенная часть взвешенных частиц в атмосферном воздухе связана с выбросами автотранспорта. К сожалению, в указанном Ежегоднике не дан анализ содержания пыли и других загрязняющих веществ в атмосферном воздухе по типам расположения стационарных постов – в селитебной зоне, около автомагистралей, вблизи предприятий, что затрудняет оценку ситуации именно вблизи жилой застройки. Среднегодовая концентрация взвешенных частиц в атмосферном воздухе городов составила в 2014 г. 109 мкг/м^3 , причем на Азиатской части страны концентрации были значительно выше, чем на Европейской части – соответственно 126 и 97 мкг/м^3 . Более высокие концентрации суммарных взвешенных частиц в азиатских городах связаны в основном с использованием в энергетических установках твердого топлива, определенный вклад вносят также и промышленные предприятия.

В 2015 г. Росгидрометом был утвержден руководящий документ о гравиметрическом методе определения PM_{10} в атмосферном воздухе (РД 52.04.830-2015), но в ежегодных докладах данные о содержании PM_{10} пока не приводятся. На основании данных о доле мелкодисперсной фракции в суммарных взвешенных частицах (примерно 55% PM_{10} и в PM_{10} 65% составляют частицы $\text{PM}_{2.5}$) (Cohen et. al., 2004), и средне-годовой концентрации суммарных взвешенных частиц в 219 городах 109 мкг/м^3 , рассчитано число дополнительных случаев смертности для населения в этих городах. При среднегодовой концентрации суммарных взвешенных частиц, равной 109 мкг/м^3 в 2015 г. (<http://meteo.ru>), в соответствии с вышеприведенным соотношением, среднегодовая концентрация PM_{10} составит $109 \text{ мкг/м}^3 \cdot 0.55 = 60 \text{ мкг/м}^3$, а среднегодовая концентрация $\text{PM}_{2.5}$ – $60 \text{ мкг/м}^3 \cdot 0.65 = 39 \text{ мкг/м}^3$. Для расчета числа случаев дополнительной смертности были использованы коэффициенты прироста смертности на каждые 10 мкг/м^3 PM_{10} или $\text{PM}_{2.5}$, приведенные в Air Quality Guidelines Global Update (2006). В этом руководстве ВОЗ по качеству воздуха наряду с рекомендованными нормативными величинами приведены промежуточные целевые значения среднегодовых и среднесуточных концентраций PM_{10} и $\text{PM}_{2.5}$. Эти три уровня целевых значений концентраций предусматривают их постоянное снижение в направлении величин, указанных в Рекомендациях ВОЗ, которые являются основными ориентирами. Необходимость представленных промежуточных целевых значений концентраций обусловлена тем, что, по мнению ВОЗ, важные факторы, влияющие на управленческие решения в отношении качества воздуха в разных странах неоднородны, и большинство стран не может обеспечить соблюдение рекомендуемых ВОЗ окончательных величин. Следует подчеркнуть, что на уровнях промежуточных целевых значений среднегодовых концентраций PM_{10} и $\text{PM}_{2.5}$ риск показателей общей смертности при долговременном воздействии возрастает от 3 до 15%, а исходя из этих величин, коэффициенты прироста на каждые 10 мкг/м^3 составляют соответственно для PM_{10} – 3% и $\text{PM}_{2.5}$ – 6% год. В результате расчетов установлено, что число случаев дополнительной общей смертности при воздействии среднегодовой концентрации PM_{10} на уровне 60 мкг/м^3 может составить 68 тыс. для приблизительно 87

млн. человек, проживающих в этих 219 городах (или 780 случаев на 1 млн.) Для PM_{2.5} этот показатель повышается на 19 тыс. случаев и составляет при воздействии среднегодовой концентрации на уровне 39 мкг/м³ – 88 тыс., или 1.0 тыс. случаев на 1 млн. В целом по стране прирост дополнительных случаев общей смертности составляет при воздействии PM₁₀ – 6%, а PM_{2.5} – 7.8%. В реальных российских условиях эти значения, по-видимому, несколько ниже, т.к. в общей смертности населения высока доля внешних причин и за счет этого уменьшена доля таких причин, связанных с воздействием загрязненного атмосферного воздуха, как заболевания органов кровообращения и дыхания. В докладе Всемирного Банка «Рано умирать» (2006) приведены основные факторы риска повышенной смертности в России. Среди них риски от воздействия загрязненного атмосферного воздуха составляют всего 1%, т.е. намного ниже рисков от алкоголя (11.9%) и табакокурения (17%). За прошедшее десятилетие после этой оценки ситуация в России с употреблением алкоголя и курением несколько улучшилась, но остается достаточно неблагополучной (Сабгайда и др., 2017). В публикации Всемирного банка, по нашему мнению, риски здоровью от воздействия атмосферного воздуха были значительно занижены (Ревич, 2006), так как впоследствии эпидемиологические работы, рассмотренные выше, доказали необходимость применять более высокие значения расчетного риска по РМ.

Относительно точная оценка PM₁₀ как предиктора дополнительной смертности населения возможна только по трем городам – Москве, С. Петербургу и Красноярску, где ведется постоянный мониторинг этих частиц в атмосферном воздухе городскими и краевыми экологическими организациями. В Москве определение PM₁₀ в атмосферном воздухе жилых районов природоохранным учреждением «Мосэкомониторинг» началось в 1996 г. Концентрации PM₁₀ в атмосферном воздухе линейно снижаются, в среднем на 3 мкг/м³ в год; амплитуда сезонных колебаний составляет около 13 мкг/м³; во время волн жары уровни выше в среднем на 14 мкг/м³; в воскресенье – ниже, чем в остальные дни недели в среднем на 4 мкг/м³. В 2015 г. среднегодовая концентрация PM₁₀ на всех станциях контроля составила 38 мкг/м³ (Доклад..., 2016), т.е. не превышала российский норматив 40 мкг/м³, но была почти в 2 раза выше рекомендаций ВОЗ о необходимости снижения в атмосферном воздухе концентраций этих частиц до 20 мкг/м³. Непосредственно в воздухе жилых районов, где расположены 4 станции постоянного контроля, уровень загрязнения, естественно, ниже – 22 мкг/м³, чем на территориях вблизи предприятий или автомагистралей. В исследованиях совместно с сотрудниками «Мосэкомониторинга» на основе ежесуточных данных о концентрациях PM₁₀ в атмосферном воздухе и смертности населения определены значения дополнительной смертности. Полученные по линейной регрессионной модели зависимости показали, что концентрации PM₁₀ растут с увеличением температуры летом и с понижением температуры зимой, а значения прироста смертности от воздействия PM₁₀ зависят и от температурных условий – он составляет на каждые 10 мкг/м³ – 0.43% при температурах ниже 18°C и увеличивается до 1.44% при температурах выше 30°C (Ревич и др., 2008, 2015б).

Популяционный риск смертности от хронического воздействия PM10 достигает 2500-3000 дополнительных случаев в год на 12 млн. населения Москвы, что составляет примерно 2.2% общей смертности за год.

В другом крупнейшем городе России – Санкт-Петербурге – среднегодовая концентрация PM10 составляет 20 мкг/м³, что соответствует окончательной, рекомендованной ВОЗ нормативной концентрации. Поэтому, с одной стороны, нет смысла определять уровни (gov.spb.ru/static/writable/credotor/upload/2016/06/28/Doklad_2015) популяционного риска для этой концентрации. С другой стороны, учитывая, что, согласно последним данным, в настоящее время нет никаких доказательств, что для мелкодисперсных частиц есть безопасный уровень воздействия или пороговое значение, ниже которого негативных последствий для здоровья не возникает (Обзор данных..., 2013) нами рассчитан возможный риск даже для этих условий, и он незначительно превысил принятые уровни приемлемого риска.

Оценка содержания взвешенных частиц в атмосферном воздухе городов мира

В 2016 г. ВОЗ опубликовала доклад (www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/AAP-database) о содержании PM10 и PM2.5 в атмосферном воздухе 2975 городов мира и оценке дополнительной смертности, связанной с этим фактором. В этом докладе указано, что качество атмосферного воздуха в определенной степени зависит от социально-экономического состояния страны. Концентрации PM выше в городах азиатских стран (Индия, Пакистан, Афганистана, Китай, Монголия) и Восточного Средиземноморья, чем в более благополучных странах. Однако не учтены такие весьма существенные факторы как близость городов к аридным территориям и транспортная нагрузка. Засухи и интенсивная эксплуатация пастбищ приводят к сокращению растительного покрова на значительных площадях аридных зон Азии и Африки и выносу с них пылевых частиц. Пыль с таких территорий переносится на сотни и тысячи километров (Адушкин и др., 2016), поэтому высокий уровень загрязнения атмосферного воздуха PM в ряде городов может быть связан с поступлением пыли с этих территорий. Загрязнение атмосферного воздуха PM в городах Индии, Пакистана, Китая, Афганистана, Ирана, Катара, Египта, Сенегала и других стран, по всей видимости, связано с поступлением природной пыли с этих территорий. В указанных странах содержание PM10 в атмосферном воздухе 20 городов с численностью населения более 5 млн. человек находится в пределах 175.1 мкг/м³ ($\sigma = 78.0$), в 20 городах с численностью от 1 до 5 млн. – 187.7 мкг/м³ ($\sigma = 87.9$) и в 13 городах с численностью от 0.5 до 1 млн. – 175.1 мкг/м³ ($\sigma = 78.0$), т.е. размеры города с численностью населения более 0.5 млн. не влияют на уровень загрязнения атмосферного воздуха. В менее заселенных городах (от 100 до 500 тыс.) Израиля, Иордании, Ирана, Индии, Бангладеш и Китая, где на качество атмосферного воздуха также влияют переносы пыли с аридных территорий, концентрации PM ниже в 2-3 раза, но значительно выше, чем в городах с

такой же численностью населения, но не испытывающих воздействия пустынь. Наглядным подтверждением необходимости учитывать географические особенности городов при оценке качества атмосферного воздуха мегаполисов является сравнение концентраций РМ в городах с численностью более 5 млн. При отсутствии влияния аридных территорий концентрации РМ значительно снижаются (среднее по 23 городам Азии, Африки, Южной Америки – 68.7 мкг/м³, $\sigma=18.9$).

Для оценки воздействия транспортной нагрузки на содержание РМ использован индекс TomTom, разработанный по 295 городам на основе информации с GPS навигации и учитывающий загруженность улиц (http://www.tomtom.com/en_gb/trafficindex). По «пустынным» городам такая информация имеется только по 11 населенным пунктам, и ее влияние на качество атмосферного воздуха не прослеживается. Однако воздействие этого фактора проявляется в городах Европы и Северной Америки достаточно явно (табл. 2), коэффициент корреляции 0.36 по РМ10 и 0.39 по РМ2.5 ($p \leq 001$).

Таблица 2. Концентрации РМ в атмосферном воздухе городов с разной численностью населения и транспортной нагрузки

Численность населения городов	Число городов	РМ10, мкг/м ³		РМ2.5, мкг/м ³		Средняя транспортная нагрузка по данным индекса Том-Том
		Среднее	SD*	Среднее	SD	
от 100 тыс. до 500 тыс.	117	20.3	6.2	12.3	5.6	21%
от 500 тыс. до 1 млн.	62	22.2	12.4	13.1	8.4	25%
от 1 млн. до 5 млн.	47	39.1	32.1	23.3	18.5	29%
более 5 млн.	14	53.1	24.0	31.5	16.8	40%

Примечание. * Здесь и далее стандартное отклонение

Эффективность природоохранной политики в крупнейших мегаполисах мира демонстрирует схожесть данных о среднегодовых концентрациях РМ10. В Нью-Йорке, Лондоне, Токио и Сингапуре они находятся в интервале 16-30 мкг/м³, несколько выше они в Москве и в 2-3 раза выше в Пекине и Стамбуле. Низкое качество атмосферного воздуха в городах Юго-Восточной Азии и некоторых стран Африки обуславливается эксплуатацией автомобилей и мотоциклов на дешевом, «грязном» бензине. Так же это проявляется и при сравнении данных по городам европейских стран (табл. 3). Эффективная политика по снижению загрязнения атмосферного воздуха в Западной Европе привела к значительному улучшению качества среды обитания человека. В западноевропейских городах концентрации РМ примерно в 1.5 раза ниже, чем в ряде городов Восточной Европы, причем зависимость от численности населения более выражена в городах Восточной Европы. Наиболее высокие концентрации РМ в атмосферном воздухе регистрируются в Софии, Кракове, Острове, а также в Тбилиси и некоторых других городах. Более высокий уровень загрязнения в этой части Европы можно объяснить более старым авто-

парком и недостаточной эффективностью мер по уменьшению выбросов в атмосферный воздух.

Таблица 3. Концентрации РМ в атмосферном воздухе европейских городов

Регион Европы	Число городов	PM10, мкг/м ³		PM2.5, мкг/м ³	
		Среднее	SD	Среднее	SD
Численность населения до 0.5 млн					
Западная Европа	215	22.1	5.9	13.4	4.2
Великобритания	21	16.8	2.9	11.9	2.2
Восточная Европа	84	31.5	9.2	22.2	7.0
Численность населения более 0.5 млн					
Западная Европа	41	23.7	4.5	14.5	3.3
Восточная Европа	17	37.3	8.9	24.9	5.1

Определение численности населения, подверженного воздействию высоких концентраций РМ с аридных территорий, представляется необходимым для детального анализа глобальной оценки дополнительной смертности, связанной с этим фактором. По нашим оценкам, до 0.4 млрд. человек живут в таких условиях, и воздействие на них РМ не может быть столь же выражено, как в городе, где физико-химический состав этих частиц зависит, в основном, от выбросов транспорта, энергетических установок и промышленности. В индустриально развитых городах они содержат сульфаты, нитраты, канцерогенную сажу (черный углерод) и другие вещества антропогенного происхождения. В Пекине, где в атмосферный воздух может поступать пыль из пустынь, взвешенные частицы обогащены малотоксичными элементами природного происхождения (кальций, натрий, литий, алюминий, фосфор, сера, железо, цинк, барий) и их содержание больше, чем в московских частицах. Однако в Москве РМ содержат больше никеля (Андропова и др., 2010). Этот микроэлемент является индикатором загрязнения атмосферного воздуха отработавшими газами автотранспорта и постоянно контролируется в воздухе Нью-Йорка, Парижа и ряда других городов.

Заключение

Присутствие РМ в атмосферном воздухе практически всех населенных пунктов и их выраженный негативный эффект на здоровье требует направленных действий по минимизации риска от этой группы токсикантов. В руководящих документах ВОЗ по качеству воздуха указывается, что снижение среднегодовых концентраций РМ в атмосферном воздухе с 70 до 20 мкг/м³ позволит снизить показатели дополнительной смертности приблизительно на 15% (www.who.int/mediacentre/news/releases/2016/air-pollution-rising). В России действует среднесуточный и среднегодовой норматив РМ10 выше европейского норматива на 10 мкг/м³, т.е. он не обеспечивает безопасность населения и его следует постепенно уменьшать, особенно учитывая доста-

точно высокий уровень смертности населения России по сравнению со странами Европейского Союза и многими другими государствами. Следует подчеркнуть, что полученные в Москве на основе анализа временных рядов показателей ежесуточной смертности и концентраций PM_{10} значения относительного риска – прирост смертности на каждые 10 мкг/м^3 PM_{10} – 0.48%-1.39%, практически совпадают с зарубежными данными и осредненными показателями ВОЗ. Так, полученные на основе мета-анализа в 29 городах Европы и 20 городах США коэффициенты суточной смертности от воздействия этих частиц составили соответственно – 0.62% и 0.46% на каждые 10 мкг/м^3 (Katsouyanni et al., 2001; Samet et al., 2000). Близки к этим показателям и результаты других работ по 29 городам – 0.5% на каждые 10 мкг/м^3 (Cohen et al., 2004), 0.49% – полученный в городах Азии. Эти результаты свидетельствуют, что уровни риска от воздействия частиц PM_{10} практически не различаются в развитых и развивающихся странах. Поэтому еще раз укажем на необходимость снижения норматива PM_{10} в атмосферном воздухе, особенно учитывая, что регулярный контроль этих веществ проводится уже в нескольких городах и Росгидрометом начато внедрение их определения на сети наблюдений. К сожалению, мониторинг наиболее опасных частиц $PM_{2.5}$ осуществляется только на нескольких станциях.

Повышенные концентрации PM в атмосферном воздухе наносят существенный ущерб здоровью. В докладе ВОЗ об экономических потерях в результате воздействия PM_{10} , рассчитанных на основе данных о содержании общей пыли, приведена оценка дополнительной смертности в России, составляющая 140 тыс. случаев в год (Economic cost..., 2016). Эта оценка основывается на результатах работы Golub, Strukova (2008) по данным Росгидромета 2000-2005 гг. Примерно такая же величина (123 тыс. дополнительных случаев смерти в год для лиц старше 30 лет) приводится и в другой публикации, основанной на расчете по среднегодовой концентрации суммарных взвешенных частиц в атмосферном воздухе 193 городов страны (Рахманин и др., 2005). Более низкие оценки – 40-45 тыс. дополнительных случаев смерти/год нами обоснованы в предыдущей публикации 13 лет назад (Ревич и др., 2004). Такие различия в оценках связаны с многими факторами – численностью экспонированного населения, различными коэффициентами соотношения между концентрациями суммарных взвешенных частиц и концентрациями PM_{10} . В настоящее время, как указывается выше, эти показатели повысились до 68-88 тыс. дополнительных случаев смертности в год по сравнению с предыдущими оценками, что связано с получением в последних эпидемиологических исследованиях более «жестких» коэффициентов прироста риска смертности на единицу концентраций PM_{10} (Обзор данных..., 2013).

Загрязнение атмосферного воздуха мелкодисперсными взвешенными частицами представляет столь важную проблему, что ВОЗ в начале 2016 г. к Всемирной ассамблее здравоохранения опубликовала доклад о содержании этих веществ в атмосферном воздухе 3 тыс. городов различных стран мира. По оценкам экспертов ВОЗ в результате воздействия загрязненного атмосферного воздуха на здоровье городского населения происходит до 3 млн. допол-

нительных смертельных исходов в год (Energy and Air pollution, 2016). Однако представляется, что эта оценка несколько завышена, т.к. во многих городах Азии и Африки пыль поступает в воздушный бассейн с аридных территорий, и она не является столь токсичной, как пыль от автотранспорта, энергетических установок и промышленных предприятий. По нашим оценкам, в таких 76 городах проживает до 0.4 млрд. человек, и соответственно популяционная оценка дополнительной смертности нуждается в корректировке.

Действенная природоохранная политика по снижению выбросов взвешенных частиц и принятие нормативов содержания РМ в атмосферном воздухе привели не только к снижению концентраций этих частиц в атмосферном воздухе городов Европы, США и других стран, входящих в Организацию экономического развития и сотрудничества, но и к снижению показателей дополнительной смертности и вследствие этого к росту ожидаемой продолжительности жизни в США на 0.61 год с 1980 г. по 1990 г. (естественно, с учетом влияния и социально-экономических факторов) (Pope et al., 2009). Одновременно с ужесточением норм выбросов транспортных средств происходит и ужесточение нормативов содержания РМ в атмосферном воздухе.

Мероприятия по снижению загрязнения атмосферного воздуха РМ в первую очередь должны быть направлены на автотранспорт (отработавшие газы, износ шин и дорожного покрытия), с которым поступает 30-40% выбросов (Energy and Air pollution, 2016). Доказано, что РМ_{2.5} дорожно-транспортного происхождения оказывает большее влияние на системное воспаление, чем аналогичная промышленная пыль (Henning et al., 2014). Поэтому столь важным представляется дальнейшее ужесточение норм выбросов от источника, завершение перехода на экологический стандарт ЕВРО-4 и подготовка для введения стандарта ЕВРО-5, уменьшение движения по городу транспортных средств большой массы, улучшение качества дорожного покрытия. Необходимо отметить, что даже на строительных площадках, где значительно пылеобразование, основное поступление РМ₁₀ и 2.5 происходит с отработавшими газами дизельных автомобилей (Азаров и др., 2011). Примером эффективности мер по снижению уровня загрязнения атмосферного воздуха РМ является Москва, где реконструкция дорожно-транспортной сети и развитие общественного транспорта привели к снижению индекса TomTom загруженности улиц, и в глобальном рейтинге городов по этому показателю Москва перешла с 1-го места на 4-е, и соответственно концентрации РМ в воздухе жилой застройки снизились.

До 20% РМ в атмосферный воздух поступает с выбросами энергетических установок, но и переход на новые виды топлива не дает возможность резко уменьшить выбросы от этого источника. Задачей Европейского союза является снижение концентраций РМ_{2.5} к 2040 г., но реально снижение только на 20%, т. к. возрастет их поступление при сжигании биотоплива в энергетическом секторе (Energy and Air pollution, 2016).

Для российских городов представляется важным опыт Парижа, где транспортная политика, направленная на снижение числа автомобилей при росте общественного транспорта и велосипедов, привела к снижению содержания

PM в атмосферном воздухе с 2002 по 2010 гг. на 35%, и дальнейшее снижение планируется за счет развития электромобилей. В Москве же из-за роста автомобильного парка прогнозируется рост образования PM₁₀ за счет износа дорожного покрытия и шин к 2020 г., но при этом ожидается снижение их поступления от дизельных автомобилей при обновлении автопарка. Автор этого исследования также констатирует, что с ростом температуры воздуха наблюдается повышение поступления PM в атмосферный воздух (Чижова, 2014). Содержание PM в атмосферном воздухе мегаполисов возрастает во время пожаров, и это приводило к повышенной смертности населения в Москве в 2010 г., Нью-Йорке и Бостоне, поэтому значение имеют соответствующие меры профилактики (Schaposnikov et al., 2014; Zu et al., 2016). Определенный опыт по минимизации рисков от воздействия PM и аномальной жары имеется и в Москве, где разработана шкала опасности загрязнения атмосферного воздуха PM₁₀ и высоких температур, вошедшая в План действий во время жары и высокого уровня загрязнения атмосферного воздуха, утвержденный мэром Москвы (Ревич и др., 2015в), необходимы такие аналогичные планы и в других крупных городах страны.

Благодарности

Автор благодарит зам. руководителя Департамента природопользования и охраны окружающей среды города Москвы Е.Г. Семутникову, директора ГУП «Мосэкомониторинг» П.В. Захарову и зам. директора этой организации Е.А. Лезину за постоянное содействие в проведении данного исследования.

Исследование выполнено при поддержке гранта №16-18-10324 Российского научного фонда «Человек в мегаполисе: Экономические, демографические и экологические особенности».

Список литературы

Адушкин В.В., Чен Б.Б., Попель С.И., Вайдер П.Г., Фридрих Ф., Извекова Ю.Н. 2016. Свойства и происхождение мелкомасштабных частиц в атмосфере Центральной Азии. – Доклады Академии наук, т. 446, № 5, с. 592-597.

Азаров В.Н., Горшкова Е.В., Недре А.Ю., Воробьев В.И. 2011. О некоторых мерах по снижению выбросов в атмосферный воздух твердых частиц (PM₁₀ и PM_{2.50} на основе опыта Нидерландов. – Вестник ВолгГАСУ, Сер.: Стр-во и архит., вып. 25(44), с. 407-410.

Андропова А.В., Иорданский М.А., Трефилова А.В., Лебедев В.А., Минашкин В.М., Обвинцев Ю.И., Артамонова М.А., Гранберг И.Г. 2010. Сравнительный анализ загрязнения приземного слоя атмосферы мегаполисов на примере Москвы и Пекина. – Геофизические процессы и биосфера, т. 9, № 1, с. 5-17.

ГН 2.1.6.2604-10. 2010. Гигиенические нормативы "Дополнение № 8 к ГН 2.1.6.1338-03 "Предельно допустимые концентрации (ПДК) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе населенных мест".

Доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2015 г. 2016. / Под ред. А.О.Кульбачевского. – М., Департамент природопользования и охраны окружающей среды города Москвы, 271 с.

Кацнельсон Б.А., Кошелева А.А., Привалова Л.И. 2000. Влияние кратковременных повышений загрязнения атмосферного воздуха на смертность населения. – Гигиена и санитария, № 1, с. 15-18

Обзор данных о воздействии загрязнения воздуха на здоровье – проект REVIHAP. Краткое изложение научного отчета. 2013. – ВОЗ. Европейское региональное Бюро. Электронный ресурс. URL: <http://www.euro.who.int/Rub-RequestRussian>.

Рано умирать. Проблемы высокого уровня заболеваемости и преждевременной смертности от неинфекционных заболеваний и травм в Российской Федерации и пути их решения. 2006. – М., Всемирный Банк, 145 с.

Рахманин Ю.А., Новиков С.М., Иванов С.И. 2005. Современные научные проблемы совершенствования методологии оценки риска здоровью населения. – Гигиена и санитария, № 2, с. 7-10.

РД 52.04.830-2015. Массовая концентрация взвешенных частиц PM10 и PM2.5 в атмосферном воздухе. Методика измерений гравиметрическим методом.

Ревич Б.А., Авалиани С.Л., Тихонова Г.И., 2004. Экологическая эпидемиология. Учебник для высших учебных заведений. – М., Изд. Центр «Академия», 344 с.

Ревич Б.А. 2006. К оценке факторов риска смертности населения России и реальности их снижения: Комментарии к докладу Всемирного банка "Рано умирать". – Проблемы прогнозирования, № 6, с. 114-131.

Ревич Б.А., Шапошников Д.А., Семутникова Е.Г. 2008. Климатические условия и качество атмосферного воздуха как факторы риска смертности населения Москвы в 2000-2006 гг. – Медицина труда и промышленная экология, № 7, с. 29-35.

Ревич Б.А., Шапошников Д.А., Авалиани С.Л., Рубинштейн К.Г., Емелина С.В., Ширяев М.В., Семутникова Е.Г., Захарова П.В., Кислова О.В. 2015а. Опасность для здоровья населения Москвы высокой температуры и загрязнения атмосферного воздуха во время аномальных погодных явлений. – Гигиена и санитария, № 1, с. 36-40.

Ревич Б.А., Шапошников Д.А., Першаген Ю. 2015б. Новая эпидемиологическая модель по оценке воздействия аномальной жары и загрязненного атмосферного воздуха на смертность населения (на примере Москвы 2010 г.). – Профилактическая медицина, № 5, с. 15-19.

Ревич Б.А., Шапошников Д.А., Авалиани С.Л., Лезина Е.А, Семутникова Е.Г. 2015в. Динамика качества атмосферного воздуха Москвы в 2006-2012 гг. и риски для здоровья населения. – Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем, т. XXVI, № 1, с. 91-122

Сабгайда Т.П., Иванова А.Е., Землянова Е.В. 2017. Преждевременная смертность и факторы риска как индикаторы программ снижения смертности в России. Социальные аспекты здоровья населения, № 3(55). – Электронный журнал. URL: <http://vestnik.mednet.ru/index2>.

Чиждова В.С. 2014. Оценка влияния различных факторов на интенсивность выделения аэрозольных частиц менее 10 мкм на улично-дорожной сети. – Вестник МАДИ, вып. 2 (37), с. 106-110.

Air Quality Guideline. Global Update. 2006. WHO Regional Office for Europe. – Copenhagen, 484 p.

Anenberg S.C., Horowitz L.W., Tong D.Q., West J.J. 2010. An estimate of the burden of diseases on antropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmosheric modeling. – Environ. Health Perspective, vol. 118, pp. 1189-1195.

Basu R., Harris M., Sie L., Malig B., Broadwin R., Green R. 2014. Effecters of the fine particulate matter and its consitutenm on low birth weight among full-term infants in California. – Environmental Research, vol. 128, pp. 42-51.

Beelen R., Raaschou-Nielsen O., Stafoggia M., Andersen Z., Weinmayr G., Hoffmann B. et al. 2014. Effects of long-term exposure to air pollution on natural cause mortality: an analysis of 22 European Cohorts within the multi-centre ESCAPE project. – Lancet, vol. 383 (9919), pp. 785-795.

Carey I.M., Anderson H.R., Atkinson R.W. et al. 2016. Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in a adult cohort in London. – Occup. Environ. Med., vol. 73, No. 12, pp. 849-856.

Cohen A., Anderson H., Ostro B., Pandey K., Krzyzanowski M., Kunzli N. et al. 2004. Urban air pollution. – In: Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. /Ezzati M., Lopez A., Rodgers A., Murray C.J.L., eds. – Geneva, World Health Organization, pp. 1353-1433.

Dockery D., Pope A. 1996. Particles in our air. – Concentration and Health effects. /Ed. R. Wilson, J. Spengler-Boston. – Harvard University Press, Boston, pp. 123-148.

Ebisu K., Berman J.D., Bell M.L. 2016. Exposure to coarse particulate matter during gestation and birth weight in the U.S. – Environ Int., vol. 94, pp. 519-524. Doi 10.1016/j.envint.2016.06.011.

Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth. 2016. WHO Regional Office for Europe, OECD. – Copenhagen, 54 p.

Energy and Air pollution. 2016. – International Energy Agency. – Available at: www.iaea.org.

Golub A., Strukova E. 2008. Evaluation and Identification of priority air pollution for environmental management of the basis of risk analysis in Russia. – J. Toxicol. Environ. Health, vol. 71, No. 1, pp. 86-91.

Hanninen O.O., Salonen R.O., Koistinen K., Lanki T., Barregard L., Jantunen M. 2009. Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. – *J. Exp. Sci. Environ. Epidemiol.*, vol. 19, pp. 414-422.

Henning F., Fuks K., Moebus S. et al. 2014. Associations between source-specific particulate matter air pollution and hs-CRP: local traffic and industrial emissions. – *Environ. Health Perspect.*, vol. 122, No. 7, pp. 703-710.

Huang J., Deng F., Wu S. et al. 2016. Acute effects on pulmonary function in young healthy adults exposed to traffic-related air pollution in semi-closed transport hub in Beijing. – *Environmental Health and Preventive Medicine*, vol. 21, issue 5, pp. 312-320.

Johnston F., Hanigan I., Henderson S., Morgan G., Bowman D. 2011. Extreme air pollution events from bushfires and dust storms and their association with mortality in Sydney, Australia 1994-2007. – *Environ Res.*, vol. 111, pp. 811-816.

Johnston F.H., Henderson S.B., Chen Y. et al. 2012. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. – *Environ. Health Perspect.*, vol. 120, pp. 695-701.

Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E. et al. 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. – *Epidemiology*, vol. 12, No. 5, pp. 521-531.

Lim S.S. et al. 2010. A comparative risk assessment on burden of diseases and injury attributable to 67 risk factors cluster in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Burden of Diseases Study, – *Lancet*, vol. 380, pp. 2224-2260.

Lu F., Xu D., Cheng Y, Dong S., Guo C., Jiang X. 2015. Systematic review and meta-analysis of the adverse health effects of ambient PM 2.5 and PM 10 pollution in the Chinese population. – *Environ. Res.*, vol. 136, pp. 196-204.

Morgan G., Sheppard V., Khalaj B. et al. 2010. Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. – *Epidemiology*, vol. 21, pp. 47-55.

Pedersen M., Giorgis-Allemand L., Bernard C., Aguilera I. et al. 2013. Ambient air pollution and low birth weight: a European cohort study (ESCAPE). – *The Lancet Respiratory Medicine*, vol. 1, No. 9, pp. 695-704.

Peng R.D., Dominici F., Pastor-Barriuso R., Zeger S.L., Samet J.M. 2005. Seasonal analyses of air pollution and mortality in 100 US cities. – *American Journal of Epidemiology*, vol. 161, No. 6, pp. 585-594.

Pope A., Ezzati M., Dockery D.W. 2009. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. – *N. Engl. J. Med.*, vol. 360, No. 4, pp. 376-386.

Raaschou-Nielsen O., Andersen Z., Beelen R. 2013. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European

Study of Cohorts for air pollution effects (ESCAPE). – *Lancet Oncology*, vol. 14, pp. 813-822.

Samet J.M.I, Zeger S.L., Dominici F., Curriero F. et al. 2000. The national morbidity, mortality and air pollution study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. – *Res. Rep. Health Eff. Inst.*, vol. 94, No. 2, pp. 5-70.

Savitz D.A., Bobb J.F., Clougherty C.J. et al. 2014. Ambient fine particulate matter, nitrogen dioxide and term birth weight in New York. – *Am. J. Epidemiology*, vol. 179, No. 4, pp. 457-466. Doi 10.1093/aje/kwt268.

Shaposhnikov D., Revich B., Bellander T., Bedada G., Bottai M., Kharkova T., Kvasha E., Lezina E., Lind T., Semutnikova E., Pershagen G. 2014. Heat Wave and Wildfire Air Pollution related Mortality in the Summer of 2010 in Moscow. – *Epidemiology*, vol. 25, No. 3, pp. 359-364.

Silva R.A., West J.J., Zhang Y. et al. 2013. Global premature mortality due to antropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change. – *Environmental Research Letter*, vol. 8, pp. 1-11.

Stafoggia M., Schwartz J., Forastiere F., Perucci C.A. 2008. Does temperature modify the association between air pollution and mortality? A multicity case-crossover analysis in Italy. – *Am. J. Epidemiology*, vol. 167, pp. 1476-1485.

Stieb D.M., Chen L., Eshoul M., Judek S. 2011. Ambient air pollution, Birth weight and preterm birth: A systematic review and meta-analysis. – *Environmental Research*, vol. 117, pp. 100-111. Doi:10.1016/j.envres.2012.05.007.

Trasande L., Malesha P., Attina T.M. 2016. Particulate matter exposure and preterm birth: estimate of US attributable burden and economic costs. – *Environmental health Perspective*, vol. 124, No. 12, pp. 1913-1918. Doi:10.1289/ehp.1510810.

Vedal S., Dutton S.J. 2006. Wildfire air pollution and daily mortality in a large urban area. – *Environ. Res.*, vol. 102, pp. 29-35.

Wang M., Beelen R., Stafoggia M. et al. 2014. Long-term exposure to elemental constituents of particulate matter and cardiovascular mortality in 19 European cohorts: Results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects. – *Environmental International*, vol. 66, pp. 97-106.

WHO. Air Quality Guidelines. Global Update 2005. 2006. – Geneva, WHO, 484 p.

WHO. Global health risks: mortality and burden of diseases attributable to selected major risks. 2009. – Geneva, WHO, 62 p.

Xu X., Ha S., Kan H., Hu H., Curtow B., Lissaker C. 2013. Health effects of air pollution on length of respiratory cancer survival. – *BMC Public Health*, vol. 13, pp. 800-809. – Available at: <http://www.biomedcentral.com/1471-2458/13/800>.

Yi O., Hong Y.C., Kim H. 2010. Seasonal effect of PM10 concentrations on mortality and morbidity in Seoul, Korea: a temperature-matched case-crossover analysis. – *Environ. Res.*, vol. 110, pp. 89-95.

Yorifuji T., Kashima S. 2013. Air pollution: another cause of lung cancer. – *Lancet. Oncology*, vol. 14, pp.788-789.

Zu K., Tao G., Long C., Goodman J., Valberg P. 2016, Long-range fine particulate matter from the 2002 Quebec forest fires and daily mortality in Great Boston and New York City. – *Air Qual. Atmosphere Health*, vol. 9, pp. 213-221.

References

Adushkin V.V., Chen B.B., Popel' S.I., Vajder P.G., Frizhrih F., Izvekova Yu.N. 2016. Svoystva i proiskhozhdenie melkomasshtabnykh chastic v atmosfere Central'noj Azii [Properties and origin of small-scale particles in the atmosphere of Central Asia]. *Doklady Akademii nauk – Reports of the Academy of Sciences*, vol. 446, no. 5, pp. 592-597.

Azarov V.N., Gorshkova E.V., Nedre A.Yu., Vorob'ev V.I. 2011. O nekotorykh merah po snizheniyu vybrosov v atmosferynyy vozdukh tverdykh chastic (RM10 i RM 2.50 na osnove opyta Niderlandov [Some measures to reduce emissions of airborne solids (PM10 and RM 2.50 on the basis of the Netherlands experience)]. *Vestnik VolgGASU, Ser.: Str-vo i arhit. – VolgGASU Newsletter, Series Construction and Architecture*, no. 25 (44), pp. 407-410.

Andronova A.V., Iordanskij M.A., Trefilova A.V., Lebedev V.A., Minashkin V.M., Obvincev Yu.I., Artamonova M.A., Granberg I.G. 2010. Sravnitel'nyj analiz zagryazneniya prizemnogo sloya atmosfery megapolisov na primere Moskvy i Pekina [Comparative analysis of the pollution of the surface layer of the atmosphere of the megacities on the example of Moscow and Beijing]. *Geofizicheskie processy i biosfera – Geophysical processes and the biosphere*, vol. 9, no. 1, pp. 5-17.

GN 2.1.6.2604-10. 2010. *Gigienicheskie normativy "Dopolnenie № 8 k GN 2.1.6.1338-03 "Predel'no dopustimye koncentracii (PDK) zagryaznyayushchih veshchestv v atmosferynom vozduhe naselennykh mest"* [Hygienic norms "Supplement No. 8 to GN 2.1.6.1338-03" Maximum permissible concentrations (MPC) of pollutants in atmospheric air of populated areas"].

Doklad o sostoyanii okruzhayushchej sredy v gorode Moskve v 2015 g. [Report on the state of the environment in Moscow in 2015]. 2016. Moscow, 271 p.

Kacnel'son B.A., Kosheleva A.A., Privalova L.I. 2000. Vliyanie kratkovremennykh povyshenij zagryazneniya atmosferynogo vozduha na smertnost' naseleniya [Influence of short-term increase of atmospheric air pollution on mortality of the population]. *Gigiena i sanitariya – Hygiene and sanitation*, no. 1, pp. 15-18.

Obzor dannykh o vozdejstvii zagryazneniya vozduha na zdorov'e – proekt REVIHAP. Kratkoe izlozhenie nauchnogo otcheta [A review of data on the effects of air pollution on health - REVIHAP project. Summary of scientific report]. 2013. WHO. European Regional Office. Electronic resource. URL: <http://www.euro.who.int.RubRequestRussian>.

Rano umirat'. Problemy vysokogo urovnya zaboлеваemosti i prezhdevremennoj smertnosti ot neinfekcionnyh zabolevanij i travm v Rossijskoj Federacii i puti ih resheniya [To die early. Problems of high morbidity and premature deaths from noncommunicable diseases and injuries in the Russian Federation and ways of their solution]. 2006. Moscow, World Bank, 145 p.

Rahmanin Yu.A., Novikov S.M., Ivanov S.I. 2005. Sovremennye nauchnye problemy sovershenstvovaniya metodologii ocenki riska zdorov'yu naseleniya [Modern scientific problems of improving the methodology of risk assessment for public health]. *Gigiena i sanitariya – Hygiene and sanitation*, no. 2, pp. 7-10.

RD 52.04.830-2015. *Massovaya koncentraciya vzveshennyh chastic RM10 i RM2.5 v atmosfernom vozduhe. Metodika izmerenij gravimetricheskim metodom* [Mass concentration of suspended particles PM10 and PM2.5 in atmospheric air. Method of measurement by gravimetric method].

Revich B.A., Avaliani S.L., Tihonova G.I., 2004. *Ekologicheskaya epidemiologiya. Uchebnik dlya vysshih uchebnyh zavedenij* [Ecological epidemiology. A textbook for higher education institutions]. Moscow, 344 p.

Revich B.A. 2006. K ocenke faktorov riska smertnosti naseleniya Rossii i real'nosti ih snizheniya: Kommentarii k dokladu Vsemirnogo banka "Rano umirat' " [An assessment of the mortality risk factors of the Russian population and the reality of their decline: Comments on the World Bank's "Early Dying" report]. *Problemy prognozirovaniya – Problems of Forecasting*, no. 6, pp. 114-131.

Revich B.A., Shaposhnikov D.A., Semutnikova E.G. 2008. Klimaticheskie usloviya i kachestvo atmosfernogo vozduha kak faktory riska smertnosti naseleniya Moskvy v 2000-2006gg. [Climatic conditions and quality of atmospheric air as factors of mortality risk of the population of Moscow in 2000-2006]. *Medicina truda i promyshlennaya ekologiya – Labor Medicine and Industrial Ecology*, no. 7, pp. 29-35.

Revich B.A., Shaposhnikov D.A., Avaliani S.L. Rubinshtejn K.G., Emelina S.V., Shiryayev M.V., Semutnikova E.G., Zaharova P.V., Kislova O.V. 2015a. Opasnost' dlya zdorov'ya naseleniya Moskvy vysokoj temperatury i zagryazneniya atmosfernogo vozduha vo vremya anomal'nyh pogodnyh yavlenij [The danger to the health of Moscow's population of high temperatures and atmospheric air pollution during abnormal weather events]. *Gigiena i sanitariya – Hygiene and sanitation*, no. 1, pp. 36-40.

Revich B.A., Shaposhnikov D.A., Pershagen Yu. 2015b. Novaya epidemiologicheskaya model' po ocenke vozdeystviya anomal'noj zhary i zagryaznennogo atmosfernogo vozduha na smertnost' naseleniya (na primere Moskvy 2010 g.) [A new epidemiological model for assessing the effects of abnormal heat and contaminated atmospheric air on the mortality of the population (for example, Moscow 2010)]. *Profilakticheskaya medicina – Preventive medicine*, no. 5, pp. 15-19.

Revich B.A., Shaposhnikov D.A., Avaliani S.L., Lezina E.A., Semutnikova E.G. 2015b. Dinamika kachestva atmosfernogo vozduha Moskvy v 2006-2012 gg. i riski

dlya zdorov'ya naseleniya [Dynamics of the quality of atmospheric air of Moscow in 2006-2012. and risks to the health of the population]. *Problemy ekologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ekosistem – Problems of Ecological Monitoring and Modeling of Ecosystems*, vol. XXVI, no. 1, pp. 91-122.

Sabgajda T.P., Ivanova A.E., Zemlyanova E.V. 2017. Prezhdevremennaya smertnost' i faktory riska kak indikatory programm snizheniya smertnosti v Rossii [Premature mortality and risk factors as indicators of programs to reduce mortality in Russia]. *Social'nye aspekty zshchdorov'ya naseleniya – Social Aspects of Population*, no. 3(55). URL: <http://vestnik.mednet.ru/index2>.

Chizhova V.S. 2014. Ocenka vliyaniya razlichnyh faktorov na intensivnost' vydeleniya aerol'nyh chastic menee 10 mkm na ulichno-dorozhnoj seti [Estimation of the influence of various factors on the intensity of the release of aerosol particles less than 10 microns in the off-road network]. *Vestnik MADI – Herald MADI*, issue 2 (37), pp. 106-110.

Air Quality Guideline. Global Update. 2006. WHO Regional Office for Europe. – Copenhagen, 484 p.

Anenberg S.C., Horowitz L.W., Tong D.Q., West J.J. 2010. An estimate of the burden of diseases on antropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. – *Environ. Health Perspective*, vol. 118, pp. 1189-1195.

Basu R., Harris M., Sie L., Malig B., Broadwin R., Green R. 2014. Effects of the fine particulate matter and its consitutuenm on low birth weight among full-term infants in California. – *Environmental Research*, vol. 128, pp. 42-51.

Beelen R., Raaschou-Nielsen O., Stafoggia M., Andersen Z., Weinmayr G., Hoffmann B. et al. 2014. Effects of long-term exposure to air pollution on natural cause mortality: an analysis of 22 European Cohorts within the multi-centre ESCAPE project. – *Lancet*, vol. 383 (9919), pp. 785-795.

Carey I.M, Anderson H.R., Atkinson R.W. et al. 2016. Traffic pollution and the incidence of cardiorespiratory outcomes in a adult cohort in London. – *Occup. Environ. Med.*, vol. 73, No. 12, pp. 849-856.

Cohen A., Anderson H., Ostro B., Pandey K., Krzyzanowski M., Kunzli N. et al. 2004. Urban air pollution. – In: *Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors*. /Ezzati M., Lopez A., Rodgers A., Murray C.J.L., eds. – Geneva, World Health Organization, pp. 1353-1433.

Dockery D., Pope A. 1996. Particles in our air. – Concentration and Health effects. /Ed. R. Wilson, J. Spengler-Boston. – Harvard University Press, Boston, pp. 123-148.

Ebisu K., Berman J.D., Bell M.L. 2016. Exposure to coarse particulate matter during gestation and birth weight in the U.S. – *Environ Int.*, vol. 94, pp. 519-524. Doi 10.1016/j.envint.2016.06.011.

Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth. 2016. WHO Regional Office for Europe, OECD. – Copenhagen, 54 p.

Energy and Air pollution. 2016. – International Energy Agency. – Available at: www.iae.org.

Golub A., Strukova E. 2008. Evaluation and Identification of priority air pollution for environmental management of the basis of risk analysis in Russia. – J. Toxicol. Environ. Health, vol. 71, No. 1, pp. 86-91.

Hanninen O.O., Salonen R.O., Koistinen K., Lanki T., Barregard L., Jantunen M. 2009. Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. – J. Exp. Sci. Environ. Epidemiol., vol. 19, pp. 414-422.

Henning F., Fuks K., Moebus S. et al. 2014. Associations between source-specific particulate matter air pollution and hs-CRP: local traffic and industrial emissions. – Environ. Health Perspect., vol. 122, No. 7, pp. 703-710.

Huang J., Deng F., Wu S. et al. 2016. Acute effects on pulmonary function in young healthy adults exposed to traffic-related air pollution in semi-closed transport hub in Beijing. – Environmental Health and Preventive Medicine, vol. 21, issue 5, pp. 312-320.

Johnston F., Hanigan I., Henderson S., Morgan G., Bowman D. 2011. Extreme air pollution events from bushfires and dust storms and their association with mortality in Sydney, Australia 1994-2007. – Environ Res., vol. 111, pp. 811-816.

Johnston F.H., Henderson S.B., Chen Y. et al. 2012. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. – Environ. Health Perspect., vol. 120, pp. 695-701.

Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E. et al. 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. – Epidemiology, vol. 12, No. 5, pp. 521-531.

Lim S.S. et al. 2010. A comparative risk assessment on burden of diseases and injury attributable to 67 risk factors cluster in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Burden of Diseases Study, – Lancet, vol. 380, pp. 2224-2260.

Lu F., Xu D., Cheng Y, Dong S., Guo C., Jiang X. 2015. Systematic review and meta-analysis of the adverse health effects of ambient PM 2.5 and PM 10 pollution in the Chinese population. – Environ. Res., vol. 136, pp. 196-204.

Morgan G., Sheppard V., Khalaj B. et al. 2010. Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. – Epidemiology, vol. 21, pp. 47-55.

Pedersen M., Giorgis-Allemand L., Bernard C., Aguilera I. et al. 2013. Ambient air pollution and low birth weight: a European cohort study (ESCAPE). – The Lancet Respiratory Medicine, vol. 1, No. 9, pp. 695-704.

Peng R.D., Dominici F., Pastor-Barriuso R., Zeger S.L., Samet J.M. 2005. Seasonal analyses of air pollution and mortality in 100 US cities. – *American Journal of Epidemiology*, vol. 161, No. 6, pp. 585-594.

Pope A., Ezzati M., Dockery D.W. 2009. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. – *N. Engl. J. Med.*, vol. 360, No. 4, pp. 376-386.

Raaschou-Nielsen O., Andersen Z., Beelen R. 2013. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for air pollution effects (ESCAPE). – *Lancet Oncology*, vol. 14, pp. 813-822.

Samet J.M.I, Zeger S.L., Dominici F., Curriero F. et al. 2000. The national morbidity, mortality and air pollution study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. – *Res. Rep. Health Eff. Inst.*, vol. 94, No. 2, pp. 5-70.

Savitz D.A., Bobb J.F., Clougherty C.J. et al. 2014. Ambient fine particulate matter, nitrogen dioxide and term birth weight in New York. – *Am. J. Epidemiology*, vol. 179, No. 4, pp. 457-466. Doi 10.1093/aje/kwt268.

Shaposhnikov D., Revich B., Bellander T., Bedada G., Bottai M., Kharkova T., Kvasha E., Lezina E., Lind T., Semutnikova E., Pershagen G. 2014, Heat Wave and Wildfire Air Pollution related Mortality in the Summer of 2010 in Moscow. – *Epidemiology*, vol. 25, No. 3, pp. 359-364.

Silva R.A., West J.J., Zhang Y. et al. 2013. Global premature mortality due to antropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change. – *Environmental Research Letter*, vol. 8, pp. 1-11.

Stafoggia M., Schwartz J., Forastiere F., Perucci C.A. 2008. Does temperature modify the association between air pollution and mortality? A multicity case-crossover analysis in Italy. – *Am. J. Epidemiology*, vol. 167, pp. 1476-1485.

Stieb D.M., Chen L., Eshoul M., Judek S. 2011, Ambient air pollution, Birth weight and preterm birth: A systematic review and meta-analysis. – *Environmental Research*, vol. 117, pp. 100-111. Doi:10.1016/j.envres.2012.05.007.

Trasande L., Malesha P., Attina T.M. 2016. Particulate matter exposure and preterm birth: estimate of US attributable burden and economic costs. – *Environmental health Perspective*, vol. 124, No. 12, pp. 1913-1918. Doi:10.1289/ehp.1510810.

Vedal S., Dutton S.J. 2006. Wildfire air pollution and daily mortality in a large urban area. – *Environ. Res.*, vol. 102, pp. 29-35.

Wang M., Beelen R., Stafoggia M. et al. 2014. Long-term exposure to elemental constituents of particulate matter and cardiovascular mortality in 19 European cohorts: Results from the ESCAPE and TRANSPHORM projects. – *Environmental International*, vol. 66, pp. 97-106.

WHO. Air Quality Guidelines. Global Update 2005. 2006. – Geneva, WHO, 484 p.

WHO. Global health risks: mortality and burden of diseases attributable to selected major risks. 2009. – Geneva, WHO, 62 p.

Xu X., Ha S., Kan H., Hu H., Curtow B., Lissaker C. 2013. Health effects of air pollution on length of respiratory cancer survival. – BMC Public Health, vol. 13, pp. 800-809. – Available at: <http://www.biomedcentral.com/1471-2458/13/800>

Yi O., Hong Y.C., Kim H. 2010. Seasonal effect of PM10 concentrations on mortality and morbidity in Seoul, Korea: a temperature-matched case-crossover analysis. – Environ. Res., vol. 110, pp. 89-95.

Yorifuji T., Kashima S. 2013. Air pollution: another cause of lung cancer. – Lancet. Oncology, vol. 14, pp.788-789.

Zu K., Tao G., Long C., Goodman J., Valberg P. 2016, Long-range fine particulate matter from the 2002 Quebec forest fires and daily mortality in Great Boston and New York City. – Air Qual. Atmosphere Health, vol. 9, pp. 213-221.

Статья поступила в редакцию: 05.06.2017г.

После переработки: 24.11.2017г.