

Антропов К.М., Казмер Ю.И., Вараксин А.Н.

**ОПИСАНИЕ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ
АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА ПРОМЫШЛЕННОГО ЦЕНТРА МЕТОДОМ LAND USE
REGRESSION (ОБЗОР)**

**ASSESING SPATIAL VARIABILITY OF AIR POLLUTION IN INDUSTRIAL CITY WITH
LAND USE REGRESSION (REVIEW)**

Институт промышленной экологии УрО РАН, Екатеринбург

Аннотация

Приведен обзор Land Use Regression (LUR) – метода оценки пространственного распределения загрязнения атмосферного воздуха в городских условиях. Метод LUR в последние 10-12 лет широко используется западными экологами, но до сих пор не применялся в России. Моделирование LUR сочетает в себе натурные измерения загрязнения воздуха в небольшом (20-100) числе точек города и создание статистической модели, с помощью которой возможен прогноз загрязнения в любой точке города. Переменными-предикторами статистической модели являются различные виды оценок плотности движения автотранспорта, тип землепользования, географические переменные и др., полученные с помощью технологий ГИС. Метод успешно применяется для оценки загрязнения крупных городов такими загрязнителями как NO, NO₂, PM_{2.5} и летучие органические соединения. Метод превосходит существующие эмпирические (пространственная интерполяция данных мониторинга) и теоретические методы (моделирование рассеивания). LUR обладает меньшими требованиями к входным данным, меньшими затратами на их получение и более высоким качеством результатов, лучшим пространственным разрешением.

Abstract

This paper provides a review of Land Use Regression – a new method for assessing the spatial distribution of air pollution in urban environments. LUR is widely used in Europe and North America in the last 10-12 years, but never had been used in Russia. Modeling LUR combines measurements of air pollution typically at 20-100 locations and development of statistical models, which can be used for modeling pollution level anywhere in the city. The predictors of statistical models are different traffic counts, land use, geographic and other obtained through GIS. The method is successfully applied to assess pollution of major urban pollutants such as NO, NO₂, PM_{2.5}, and VOC. Quality of LUR is higher

than quality of existing empirical (spatial interpolation of monitoring data) and theoretical methods (dispersion modeling). LUR offers lower requirements for input data, lower costs, higher quality of results and the best spatial resolution.

Ключевые слова

загрязнение атмосферного воздуха; методы оценки загрязнения; автотранспорт; статистические модели, ГИС

Keywords

air pollution, methods of pollution assessment; transport; GIS,

ВВЕДЕНИЕ

Несмотря на значительное улучшение качества воздуха во многих городах мира за последние 30 - 40 лет, проблема загрязнения воздуха остается актуальной. Уровни традиционных загрязнителей, таких, как диоксид серы (SO_2), сократились, в результате реструктуризации промышленности, технологических изменений и борьбы с загрязнением, однако быстрый рост автотранспорта породил беспокойство о новых загрязнителях (оксиды азота NO_x , оксид углерода CO , мелкие взвешенные частицы $\text{PM}_{2,5}$ и др.). Число легковых автомобилей непрерывно увеличивается, вероятно, эта тенденция будет сохраняться. Несмотря на совершенствование конструкции двигателей и улучшение технологий снижения выбросов, рост числа автомобилей может привести, по крайней мере, к сохранению существующего уровня загрязнения.

На этом фоне проявляется повышенное внимание к изучению воздействия вызванного автотранспортом загрязнения окружающей среды на здоровье населения. Появляется все больше подтверждений взаимосвязи загрязнения воздуха с уровнем респираторных заболеваний и смертности, фактов повышенной распространенности респираторных (и других) заболеваний у людей, живущих вблизи основных дорог или в районах с высокой интенсивностью движения автотранспорта.

Существует потребность в более качественной информации об уровнях загрязнения воздуха, связанных с автотранспортом и их потенциальных связях со здоровьем людей для широкого круга целей:

- для исследования вклада загрязнения воздуха в риск нарушения здоровья,
- для принятия управленческих решений в области градостроительства (расположение жилых кварталов, прокладка дорог),
- помощь в улучшении мониторинга и стандартов качества воздуха.

Задача определения загрязнения атмосферного воздуха в крупном промышленном центре решается в последние десятилетия многими коллективами. Основным недостатком большинства исследований является использование данных о загрязнении окружающей среды «крупного масштаба», т.е. использование интегральных показателей (уровни загрязнения атмосферного воздуха, средние концентрации определенных веществ и др.) для характеристики города в целом, в лучшем случае отдельных крупных районов. Вместе с тем, распределение загрязнения атмосферного воздуха в городе характеризуется сильной пространственной неоднородностью, поскольку выбросы в атмосферу осуществляются из большого количества пересекающихся линейных источников (автомобильные дороги), а спад уровня загрязнения с расстоянием от этих источников очень сильный и в значительной степени зависит от метеорологических и топографических условий. Так, в Великобритании были проведены исследования связи между уровнями NO_2 , зарегистрированными у края тротуара, концентрациями на промежуточных участках и в районах, удаленных на более чем 50 м от дорог [1]. Оказалось, что концентрации загрязнителя у края тротуара обычно на 35–40 % выше по сравнению с его уровнями на промежуточных участках и на 60–70% выше, чем на наиболее удаленных участках. Таким образом, усредненные концентрации загрязняющих веществ в двух точках, расположенных на расстоянии всего 50 метров могут различаться на 70% и даже больше.

Многие применяемые методы оценки уровня загрязнения атмосферного воздуха (использующие данные постов мониторинга и др.) не способны учесть пространственную неоднородность распределения загрязнения в силу малого числа мест измерений. Даже значительное число постов мониторинга в некоторых городах не позволяет делать оценок загрязнения с высокой точностью, поэтому распространена практика использования интерполяции данных постов мониторинга для оценки уровня загрязнения районов города в целом, а не конкретных его точек. В связи с недостатками данного подхода проводят дополнительные исследования, в которых пытаются улучшить точность пространственного распределения загрязняющих веществ.

Обзор применяемых методов оценки загрязнения

Для составления карт загрязнения воздуха традиционно используются два вида методов – методы интерполяции измерений и методы моделирования рассеивания, кроме того здесь приведен обзор нового метода – Land use regression.

Методы пространственной интерполяции

Идея методов пространственной интерполяции заключается в построении поверхности загрязнения атмосферного воздуха по точечным измерениям концентраций. Все методы интерполяции основаны на предположении о том, что математическая функция, описывающая

поверхность загрязнения, является гладкой. Эффективность различных методов пространственной интерполяции, как правило, зависит от реальной пространственной неоднородности распределения моделируемого загрязнителя, а также качества первичных экспериментальных данных (например, плотность отбора проб, распределение мест отбора проб).

В большинстве случаев методы пространственной интерполяции могут быть использованы только для регионального масштаба. Наиболее распространен метод Кригинг, который в различных вариантах используется для составления карт концентрации NO_2 , озона и других компонентов воздуха в региональных, национальных и континентальных масштабах.

Моделирование рассеивания

Альтернативой интерполяции является использование методов моделирования рассеивания. Идея заключается в построении динамических моделей процессов рассеивания примесей от источника выбросов, с учетом всех основных факторов, которые влияют на конечную концентрацию загрязнителя. Это подход наиболее широко используется для моделирования точечных источников загрязнения атмосферного воздуха. Некоторые модели были построены и для загрязнения, вызванного автотранспортом [2, 3].

По сравнению с методами пространственной интерполяции методы моделирования рассеивания могут быть относительно легко адаптированы к новым исследуемым территориям или новым загрязняющим веществам без использования дополнительных измерений. С другой стороны есть ряд серьезных ограничений. Среди них – трудоемкость вычислений и большие требования к входным данным для построения моделей. Как правило, необходимы данные не только о распределении дорожной сети, но также и об объемах перевозок, составе транспортных потоков, скорости потоков, коэффициентах выбросов для всех основных категорий транспортных средств, характеристиках улиц (ширина дороги, высота или тип зданий), и о метеорологических условиях: скорость ветра, направление ветра, атмосферная устойчивость, перемешивание воздуха. Эти данные редко доступны для изучаемой территории с необходимым пространственным разрешением, в результате часто используется интерполяция первичных экспериментальных данных. Многие модели рассеивания дают корректные оценки загрязнения концентрации только в непосредственной близости от проезжей части и не предоставляют информацию о фоновых концентрациях на большом расстоянии от основных дорог.

Land use regression

В данной статье рассматривается Land use regression (LUR) – новый подход для оценки загрязнения воздуха в городе, отличающийся высоким пространственным разрешением. Метод сочетает в себе измерение загрязнения воздуха в небольшом числе мест и построение статистических моделей на основе экспериментальных данных о загрязнении и данных

геоинформационных систем (ГИС). Созданные модели применяются для расчета уровня загрязнения для территории, на которой измерения не проводились.

Этот метод изначально назывался Regression mapping (регрессионная картография) [4]. В настоящее время исследователи чаще называют этот метод LAND USE REGRESSION (сокр. LUR); адекватный английскому литературный (научный) перевод термина на русский представляется достаточно сложным, поэтому мы будем использовать английский термин без перевода либо его сокращение LUR.

Не существует общего описания метода проведения LUR моделирования, каждое исследование отличается не только изучаемой местностью и связанными с этим особенностями, но и выбором переменных ГИС и алгоритмом проведения исследования, поэтому можно описать лишь общий подход. Первоначально измеряются уровни загрязнения атмосферного воздуха в ограниченном числе мест. В каждом исследовании эти места тщательно отбираются таким образом, чтобы в результате мониторинга получить весь спектр возможных концентраций в городе. Далее для каждого места измерения вычисляется ряд географических переменных ГИС, которые, как предполагают, могут быть связаны с загрязнением. Обычно переменными ГИС являются количественные переменные, описывающие местоположение точек измерения, тип землепользования, плотность застройки, показатели интенсивности автомобильного движения и др. Затем проводится регрессионный анализ для определения взаимосвязей измеренных концентраций и полученных переменных ГИС. В результате получается регрессионное уравнение, которое может быть использовано для оценки концентраций загрязняющих веществ в любом месте, для которого известны переменные ГИС (в любой точке города).

В отличие от методов интерполяции метод LUR, кроме данных об измеренных концентрациях, для построения поверхности загрязнения использует различные доступные данные ГИС, включение в анализ которых значительно улучшает модель, пространственное разрешение результатов моделирования и позволяет ограничиться лишь небольшим количеством измерений. В методе LUR некоторые входные данные аналогичны входным данным для моделей рассеивания, но в отличие от моделирования рассеивания нет строгих требований к географическим данным, в анализ могут быть включены любые доступные данные практически в любом виде, метод также будет работать при отсутствии некоторых данных, если их удастся найти заменитель. Например [4], из трех исследуемых городов (Амстердам, Нидерланды, Хаддерсфилд, Англия, Прага, Чехия) для Амстердама информация об интенсивности движения была недоступна, вместо нее исследователи применили экспертное разделение всех дорог города на 3 категории по степени загруженности, такая замена не привела к значимому ухудшению качества модели.

После успеха новаторского исследования SAVIAN [4], методы LUR все больше использовались в эпидемиологических исследованиях на протяжении последнего десятилетия.

Развитие ГИС способствовало росту популярности метода LUR. Изначально метод применялся в основном в Европе, но в последние несколько лет были опубликованы результаты применения этого подхода в Северной Америке (например, [5, 6, 7]).

Для сравнения различных методов оценки загрязнения атмосферы было проведено специальное исследование [8]. Были сопоставлены три подхода оценки концентраций загрязняющих атмосферу веществ, используемых в эпидемиологических исследованиях:

1. методы пространственной интерполяции данных сети мониторинга;
2. моделирование рассеивания загрязняющих веществ по программе CMAQ;
3. LUR.

Сравнение результатов моделирования рассеивания и LUR с результатами измерений в местах расположения постов мониторинга подтвердило удовлетворительную применимость оценок загрязнения атмосферного воздуха, полученных различными способами. При анализе полученных результатов в других точках города признаны условно подходящими для данного города моделирование рассеивания, метод LUR и два из четырех рассмотренных методов интерполяции. В общем, эти три подхода описывают загрязнение атмосферного воздуха в различных масштабах. Методы интерполяции и модель рассеивания CMAQ применимы для оценки загрязнения в масштабе города, пространственное разрешение позволяет сравнивать загрязнение в разных районах города; лучшим пространственным разрешением обладает метод LUR, результаты моделирования можно использовать для сравнения уровней загрязнения в масштабе соседних зданий.

История метода

Метод LUR был создан в Европе для оценки величины воздействия на здоровье автомобильного движения и связанного с ним загрязнения воздуха в эпидемиологических исследованиях больших групп населения [4, 9]. Необходимость в разработке нового метода возникла вследствие:

1. невозможности провести прямые измерения для всех участников исследования, и
2. низкой точности, присущей таким способам оценки как
 - a. данные анкетирования с информацией об обстановке вокруг места жительства,
 - b. расстояние до ближайших загруженных транспортом дорог,
 - c. данные ближайшего поста мониторинга.

Используя метод LUR можно оценить индивидуальные экспозиции с помощью методик, в которых для расчета загрязнения используются результаты измерений и статистическая модель, основанная на нескольких переменных, описывающих места измерений. Преобладающий интерес

эпидемиологов к воздействию автотранспорта на здоровье благоприятствует развитию LUR для автотранспортных выбросов. Метод в настоящее время применяется и в других приложениях.

Впервые модели LUR были созданы и применены в 1993-1994 годах как часть исследования SAVIAN (Small Area Variations In Air pollution and Health), в котором была дана оценка пространственного распределения концентрации NO_2 в четырех городах Европы (Амстердам, Нидерланды, Хаддерсфилд, Англия, Познань, Польша, Прага, Чехия) [9]. Модели были построены на основе ограниченного числа измерений (80 в каждом городе) и небольшого набора предикторов (4-8 переменных). Для взвешенных частиц использование данного подхода началось в 1999 году – международное исследование TRAPCA [10] (Traffic Related Air Pollution and Childhood Asthma). На 40 участках в каждом из трех исследуемых городов были проведены измерения и дана оценка среднегодовых концентраций диоксида азота NO_2 и мелких взвешенных частиц $\text{PM}_{2.5}$. В построенной модели исследователям удалось объяснить 62-85% дисперсии измеренных концентраций с помощью имеющихся предикторов (достаточно хороший результат).

С момента первого применения методики в исследованиях SAVIAN и TRAPCA [10] многие исследователи используют LUR для оценки концентрации NO_x и PM в ряде городов Канады, США и Европы. Большинство исследований загрязнения атмосферного воздуха были проведены с целью последующего использования в эпидемиологических исследованиях.

В исследовании [11] впервые использован метод LUR в крупном промышленном городе для проверки эффективности метода при наличии значительного числа источников загрязнения помимо автотранспорта. Удалось объяснить 76% дисперсии концентраций NO_2 с помощью переменных, описывающих автомобильное движение и промышленное землепользование. Метод LUR дает устойчивые результаты, независимо от места его использования, хотя некоторых модели имеют несколько меньшую предсказательную способность. Например, Монреаль и Greater Vancouver Regional District (GVRD) окружены сложной сетью водных путей, влияние которой не удалось достаточно хорошо описать географическими переменными. Для улучшения этих моделей предлагалось создать переменную с информацией о морских перевозках и объемах портового трафика.

ПОДРОБНОЕ ОПИСАНИЕ LUR

В настоящее время метод LUR не стандартизирован, и способы его применения различаются в каждом исследовании. При этом основные этапы работы являются одинаковыми (приведены на рис.1).

Первый этап – проведение инструментальных измерений уровней загрязнения в ограниченном числе точек наблюдения. Как правило, число мест измерений варьируется от 40 до 80 для описания всего города, методы измерений – пассивный или активный отбор проб воздуха с

длительностью отбора от 7 до 14 дней. В соответствии с целями исследования и выбранными методом определяется места расположения измерительной аппаратуры. Строится геоинформационная модель города, с ее помощью вычисляется ряд географических переменных, которые, как предполагают, могут быть связаны с уровнями загрязнения. Обычно эти переменные описывают местоположение, тип землепользования, плотность застройки, плотность населения, показатели трафика и др.

Второй этап – статистический анализ полученных экспериментальных данных. В результате получается регрессионная модель – уравнение взаимосвязи измеренных концентраций и полученных переменных ГИС. Регрессионная модель может быть использована для оценки концентраций загрязняющих веществ в любом месте, для которого известны переменные ГИС, и для построения карты распределения загрязнителей.



Рис. 1. Алгоритм моделирования LUR

Рассмотрим этапы моделирования LUR более подробно.

Число мест отбора проб

Выбор числа мест отбора проб ограничен физическими и материальными возможностями исследователя, наличием у него необходимого измерительного оборудования. Когда измерения могут быть сделаны помощью относительно недорогих пассивных пробоотборников (для

большинства газов это возможно), осуществим одновременный отбор проб на большом числе участков измерения. Такая возможность исключена, когда для исследования необходимо более дорогое оборудование, например для отбора взвешенных частиц. Например, в исследовании TRAPCA [10] была возможность измерять концентрацию $PM_{2.5}$ одновременно только в 10 точках города. Выбранные 40 мест измерений были разделены на два типа: "город – интенсивное движение" и "городской фон", и равномерно распределены на 4 группы по 10 мест в каждой. Проводилось измерение в одной группе участков, далее пробоотборники собирались и проверялись в лаборатории, а затем устанавливались в следующей группе мест. Аналогичная процедура была использована в Ванкувере [12], где измерение $PM_{2.5}$ проводилось в 25 местах с одновременным измерением только на пяти. Проведение измерений уровней загрязнения таким способом вызывает необходимость корректировать экспериментальные данные, полученные в разное время. Более подробно данный аспект рассмотрен в разделе «Поправка для измерений, проводимых в разное время».

Строгой методологии для определения мест отбора проб и их количества не разработано. Среди уже проведенных исследований число проб варьировалось от 18 до 120. Малое число мест пробоотбора, вероятно, приведет к неточным оценкам уровней загрязнения с помощью таких моделей. Увеличение числа мест отбора проб также не всегда приводит к статистически значимому улучшению модели (вывод основан на анализе уже созданных моделей). Очевидно, что число проб должно зависеть от местных особенностей, ожидаемых вариаций измеряемых концентраций, а также размера области, в которой проводится исследование. Для моделирования уровней загрязнения крупного города считается целесообразным использовать от 40 до 80 участков отбора проб.

Выбор мест отбора проб

Существует несколько способов выбора мест отбора проб внутри области исследования. Первые исследования использовали подходы без строгой систематизации – неформализованные методы выбора участков измерения, идея которых заключается в отборе мест с максимально различающимися уровнями загрязнения. Для предварительной оценки уровня загрязнения все места отбора проб разделяются на различные категории, например, такие как "городской фон" и "город - интенсивное движение". В Нидерландах и Швеции в исследовании использовалась еще одна категория – “сельский район”. Критерием для отнесения точки наблюдения к категории "городской фон" обычно служит малое количество автомобилей – например, не более 3000 автомобилей в сутки в радиусе 50 метров. Условием для категории "город – интенсивное движение" является наличие большого числа автомобилей и отсутствие других источников загрязнения. В некоторых исследованиях местность разделяли на "открытую" и "уличный каньон"

и устанавливали там несколько мест измерений. После отнесения мест измерений к той или иной категории исследователи принимали решение о соотношении участков отбора проб разных категорий [4,10].

В Канаде был разработан более систематизированный метод, в котором учитывались информация о транспортной сети и распределении изучаемой группы населения [13]. Идея заключается в том, чтобы расположить больше точек проботбора в местах, где предположительно больше пространственная неоднородность концентрации загрязнителей и выделить представляющие наибольший интерес для целей исследования районы города. На основе имеющихся данных (например, карта загрязнения, созданная в предыдущих исследованиях, или плотность автомобильных дорог, как основной показатель загрязнения атмосферного воздуха) исследователи формируют растровое изображение загрязнения изучаемого города. На основе этой абстрактной карты загрязнения создается карта неоднородности загрязнения. Для выделения интересующих районов растровое изображение корректируется с помощью весовых коэффициентов, которыми могут быть, например, распределение изучаемой группы населения и тип землепользования. Значение точек растрового изображения увеличивается для интересующих исследователей районов города и уменьшается для тех районов, которые необходимо исключать из исследования. Затем стандартными методами ГИС решается задача пространственной оптимизации распределения точек на полученном растровом изображении с максимальным расстоянием между точками.

Длительность измерений и выбор времени измерений

В большинстве LUR исследований длительность отбора одной пробы составляет 1-2 недели, измерения повторяются максимум до 4 раз за год. Выбор данной длительности отбора обусловлен желанием свести к минимуму влияние краткосрочных колебаний уровня загрязнителя, обусловленных метеорологическими условиями и выделить лишь пространственные различия концентраций загрязнителей на различных участках измерения. Ряд исследователей высказывают предположение, что несколько длительных измерений в год будут адекватно соответствовать среднегодовому значению концентрации.

Первое исследование в Ванкувере [12] показало, что для описания среднегодовой концентрации NO_2 достаточно двух 14-дневных измерений, но время измерений должно быть выбрано особым способом. В Ванкувере были проанализированы данные 15 станций мониторинга о концентрации NO_2 за 5 лет. Для каждой станции были рассчитаны серии двухнедельных концентраций, результаты были сопоставлены со среднегодовой концентрацией. В большинстве случаев сочетания измерений 19 февраля – 4 марта и 20 августа – 2 сентября отличались не более чем на 15% от среднегодового значения. Отбор проб NO , NO_2 и NO_x был проведен примерно в эти

промежутки времени в 2003 году, последующий анализ показал верность предположения взаимосвязи 1:1 между результатом разовых измерений и среднегодовым значением.

Из-за сезонных колебаний концентрации загрязнителя, а также возможного совпадения периода отбора проб с периодом аномальной погоды, рекомендуется проводить измерения как минимум 2 раза, а при выборе времени измерений без анализа данных сети мониторинга за последние несколько лет – четыре раза. При выборе сроков измерения, важно также избежать событий, которые могут повлиять на загрязнение воздуха, таких как проведение крупных фестивалей (например, фестиваль «Ночь огней» в Великобритании).

Поправка для измерений, проводимых в разное время

Если измерения на разных участках проведены в разное время (например, из-за ограниченного числа измерительных приборов), то это может привести к дополнительным погрешностям, например, вследствие различных метеорологических условий. Для того чтобы результаты измерений отражали лишь пространственные различия концентраций, необходима корректировка первичных экспериментальных данных. Поправочные коэффициенты можно получить либо проводя серию измерений в нескольких выбранных местах во время всех этапов измерений, либо анализируя данные сети мониторинга. Использование поправок для результатов измерений опирается на два допущения:

- 1) уровень загрязнения на всей изучаемой территории меняется одновременно (при усреднении за период наблюдения),
- 2) места измерений, по которым формируется поправка, являются представительными для определения временной изменчивости загрязнителя.

Такие места измерений должны тщательно отбираться, в первую очередь они не должны быть расположены в непосредственной близости к источникам, которые изменяются со временем (например, дороги или промышленные предприятия).

Методы измерения загрязнения воздуха

Большинство исследований LUR, моделирующие газообразные загрязнители, основаны на измерениях в фиксированных местах отбора проб и используют простые и хорошо известные пассивные пробоотборники. В частности, диффузионные пробоотборники Palmes и Ogawa используются для измерения NO_2 , пробоотборники Ogawa также могут быть использованы для измерения O_3 , SO_2 и NH_3 . В исследованиях в Ванкувере [12] и исследовании взвешенные частицы собирались с помощью импакторов Harvard (Air Diagnostics and Engineering, Harrison, ME), фильтры взвешивались для определения массовой концентрации, измерялось поглощение света (которое взаимосвязано с концентрацией элементарного углерода). Для измерения концентрации металлов могут быть использованы методы неразрушающего анализа, а для ионных и

органических соединений могут применяться деструктивные методы. Отдельно стоит выделить методы измерения загрязнения воздуха, применяемые для мобильного мониторинга.

Мобильный мониторинг

Мобильный мониторинг – специфический способ получения информации о распределении концентрации загрязняющих веществ, когда измерения проводятся во время движения по определенному маршруту. Для изучаемых участков измерения создается несколько маршрутов, по которым в разные дни проводятся измерения уровней загрязнения. Значение концентрации для каждого участка измерения определялось по среднему значению результатов измерений для этого участка, проведенных по разным маршрутам. Время проведения измерений выбирается таким образом, чтобы сделать измерения чувствительными только к одному источнику загрязнения. Например, для выделения выбросов автотранспорта измерения проводятся в вечерний час пик, утренний час пик дает большие разбросы в связи с метеорологическими условиями. Гибкость данного способа позволяет:

1. собрать значительный объем информации о пространственной изменчивости загрязнителей,
2. охватить большие территории,
3. изучить и дать количественную оценку предполагаемых мест с большой концентрацией,
4. определить неожиданные места с большой концентрацией.

Примеры загрязняющих веществ и методов измерения приведены в таблице 1. Для мобильного мониторинга необходимо специальное измерительное оборудование, главным отличием которого является малое время измерения – максимум до одной минуты [14].

Таблица 1

Инструменты, подходящие для мобильного мониторинга

Загрязнитель	Технология измерения
Массовая концентрация РМ	Нефелометрия
Количественная концентрация РМ	Оптические счетчики частиц
Сажа	Этриометр, адсорбционная фотометрия
СО	Электрохимические датчики
NO, NO ₂ , NO _x	Хемилюминисценция
PAHs	Фотоэлектрический датчик аэрозолей

Географические переменные

Для исследуемого города создается геоинформационная модель, база географических данных, в которую включают данные о распределении автомобильных дорог, различных типов землепользования, топографических параметров местности, плотности населения и др. С помощью технологий ГИС на основе полученной базы географических данных вычисляются переменные-предикторы, описывающие места измерений:

- Предикторы на основе данных о дорогах, например, расстояние от точки наблюдения до ближайшего шоссе; плотность дорог всех типов внутри круговой буферной зоны с различными радиусами от 100 до 1000 м; общая длина шоссе внутри круговых буферных зон с радиусами от 100 до 1000 м; общая длина главных дорог города внутри круговых буферных зон с радиусами от 100 до 1000 м.
- Предикторы на основе данных об интенсивности трафика, например, интенсивность движения всех автомобилей внутри круговых буферных зон с радиусами от 100 до 1000 м; интенсивность движения дизельных автомобилей внутри круговых буферных зон с радиусами от 100 до 1000 м.
- Предикторы на основе географических данных, например, X и Y координаты (в проекции UTM); высота над уровнем моря; расстояние до океана.
- Предикторы на основе данных о типах землепользования (например, площадь земли для коммерческой застройки внутри круговых буферных зон с радиусами от 300 до 1000 м; площадь земли для жилищной застройки; площадь земли для промышленной застройки; площадь открытой земли, парков или водоемов).
- Другие переменные на основе доступных данных, которые могут быть связаны с загрязнением атмосферного воздуха.

В окончательном варианте в модели LUR обычно включается от 3 до 8 переменных. Поскольку *a priori* неизвестно, какие переменные имеют взаимосвязь с уровнем загрязнения, неизвестно какого размера должна быть буферная зона предиктора для лучшего описания взаимосвязи с загрязнением, то изначально рассчитывается большой набор потенциальных переменных-предикторов. Например, исследование [12] включало 55 потенциальных предикторов, исследование [15] - 140. Примеры переменных предикторов и других атрибутов LUR исследований показаны в таблице 2.

Часть переменных-предикторов в LUR моделях рассчитываются в точках измерения для круговых буферных зон (пример определения буферных зон разного размера представлены на рис.2). Размер буфера является критичным для качества и пространственного разрешения модели. Современные технологии ГИС позволяют без труда получить множество переменных с любыми размерами буферных зон. Выбор размеров должен быть основан на информации о вероятном рассеянии загрязнения и предположениях о влиянии на него изучаемых предикторов.

Рассмотрим в качестве примера выбор размеров буферных зон для переменных «плотность дорог». Во многих исследованиях было показано, что концентрация связанных с автотранспортом загрязнителей убывает экспоненциально с расстоянием от дорог. Считается, что влияние дорог на концентрацию ограничено расстоянием около 100м от основных городских дорог и около 500м от загородных шоссе. В центральной части города здания могут стать причиной нарушения простого

экспоненциального убывания концентрации с расстоянием. Например, в каньонах улиц может возникнуть накопление загрязнения. Также концентрации на одной стороне дороги могут значительно отличаться от концентрации с другой стороны, например, за счет открытого пространства с одной из сторон улиц. Уровень загрязнения позади непрерывного ряда зданий может быть даже на фоновом уровне. При этом формирование NO_2 в таких местах может быть ограничено недостатком свободного кислорода, в результате чего большая часть загрязнения останется в форме NO . Таким образом, для буферных зон необходимо обязательно использовать радиусы 50м – 200м, а для загруженных дорог и шоссе от 50м до 500м.



Рис.2. Определение переменных ГИС в местах отбора проб

Основные проблемы, связанные с наборами географических данных – недоступность, неполнота и неточность данных. Для ретроспективных исследований становится проблемой отсутствие данных для периода измерений. Данные об интенсивности трафика часто недоступны исследователям. Во многих городах учет количества автотранспорта ведется не на всех дорогах, а только на главных. Для других дорог должны быть сделаны приблизительные оценки интенсивности трафика.

Таблица 2

Описание некоторых опубликованных LUR исследований

Ссылка NN	Город, страна	Загрязнитель	Кол-во мест измерения	Выбор мест отбора проб	Период измерения	Переменные-предикторы	R ²
4.	Амстердам, Нидерланды Хаддерсфилд, Англия Прага, Чехия	NO ₂	80 80 80	Неформализованный	Четыре двухнедельных периода с июля 1993 до мая 1994	Трафик, землепользование, высота над уровнем моря	0,62 0,61 0,72
10.	Нидерланды Мюнхен, Германия Стокгольм, Швеция	PM _{2,5} , NO ₂	40 40 42	Неформализованный	Четыре двухнедельных периода с февраля 1999 до июля 2000	Плотность населения, плотность застройки, трафик, тип территории	0,5 0,57 0,73
5.	Монреаль, Канада	NO ₂	67	С учетом плотности населения	Один двухнедельный период – май 2003	Расстояние до ближайшего шоссе, интенсивность движения, площадь открытой земли, плотность населения	0,55
11.	Гамильтон, Канада	NO ₂	107	С учетом плотности населения	Один двухнедельный период – октябрь 2002	Землепользование, трафик, плотность населения, география, метеорология	0,76
12.	Ванкувер, Канада	NO ₂ NO PM _{2,5}	116 116 25	С учетом плотности населения	Два двухнедельных периода – февраль и сентябрь 2003	Землепользование, трафик, плотность населения, география, метеорология	0,56
13.	Торонто, Канада	NO ₂	100	С учетом плотности населения	Один двухнедельный период – сентябрь 2002	Расстояние до ближайшего шоссе, трафик, открытая территория, плотность зданий	0,61
17.	Торонто, Канада	NO ₂	95	С учетом плотности населения	Один двухнедельный период – сентябрь 2002	Тип землепользования, трафик, плотность населения, география, метеорология	0,69
6.	Сан Диего, Калифорния, США	NO ₂	39	Неформализованный	Один двухнедельный период – октябрь 2003	Интенсивность трафика, длина дорог, расстояние до океана	0,79
7.	Нью-Йорк, США	PM _{2,5}	62	Городская сеть мониторинга	Средние за 3 года концентрации 1999-2001 и средние за зиму 2000	Трафик, плотность населения, землепользование и расчетные выбросы PM _{2,5} районов	0,64
22.	Эль-Пасо, Техас, США,	NO ₂	20 школ	Неформализованный	Одна неделя – февраль 1999	Расстояние до границы США и Мексики, расстояние до шоссе, высота над уровнем моря	0,81
15.	Лос-Анджелес, США	PM _{2,5}	23	Городская сеть мониторинга	Среднегодовые значения за 2000 год	Землепользование, трафик, плотность населения, география	0,69

Показатель R² в последней колонке табл. 2 – это коэффициент детерминации регрессионной модели (показатель качества модели), который может изменяться в пределах от нуля (модель не объясняет изучаемую переменную) до единицы (модель точно описывает все экспериментальные значения загрязнителей).

Регрессионное моделирование и картирование загрязнителей

После проведения измерительной кампании и определения переменных-предикторов проводится статистический анализ полученной информации. Для создания прогностической модели загрязнения используется метод множественной линейной регрессии, уравнение которой связывает уровень загрязнения Y (измеренные концентрации загрязняющего вещества) и переменные-предикторы X . В ряде исследований используют абсолютные значения концентраций, в других – логарифм концентрации (для приближения распределения измеренных концентраций к нормальному распределению, что важно для моделей линейной регрессии). Интерпретации таких моделей получаются разными: при использовании абсолютных значений каждая переменная отображает абсолютный вклад в модель, при использовании логарифма – относительное изменение.

Для создания модели с минимальным числом предикторов и максимальным процентом объяснимой дисперсии Y (максимальное значение R^2) чаще всего используется метод пошаговой регрессии вперед, пошаговой регрессии назад и автоматический выбор лучшего набора переменных (best-subsets automatic selection method). Возможны другие варианты отбора переменных модели, в которых, например, может учитываться их предметный смысл. Например, в Ванкувере использовался следующий алгоритм построения моделей LUR для NO_x и PM [12]:

- 1) ранжирование всех предикторов по величине их коэффициента корреляции с измеренными концентрациями загрязнителя.
- 2) выбор одного предиктора из каждой группы однотипных предикторов, который коррелирует с измеренной концентрацией загрязнителя сильнее остальных.
- 3) расчет коэффициентов корреляции между предикторами, отобранными на втором этапе построения модели; исключение тех предикторов, которые коррелируют друг с другом с коэффициентом корреляции Пирсона $r \geq 0,6$.
- 4) проведение пошагового регрессионного анализа с оставшимися переменными.
- 5) Исключение из списка предикторов тех переменных, которые являются статистически незначимыми (по t -критерию) и / или знаки коэффициентов которых противоречат предметному смыслу модели (предположениям о направленности эффекта, например, концентрация загрязняющих веществ должна увеличиваться с ростом плотности движения и уменьшаться с увеличением расстояния от основных дорог).
- 6) повтор шагов 4 и 5 для оставшихся переменных и удаление переменных, которые вносят менее 1% в значение коэффициента детерминации R^2 окончательной модели.

Конечным продуктом является модель множественной регрессии в виде:

$$Y = b_0 + b_1 \cdot X_1 + b_2 \cdot X_2 + \dots + b_k \cdot X_k$$

где Y - концентрация загрязнителя, $X_1, X_2, \dots, X_k$ – переменные-предикторы, $b_0, b_1, \dots, b_k$ – коэффициенты модели.

Обычно модель включает от 3 до 6 переменных-предикторов. Увеличение числа предикторов сверх указанного может повысить качество модели (увеличить значение R^2), однако их включение может исказить предметный смысл полученной модели.

Полученная регрессионная модель может быть отображена на карте концентрации загрязнителя в ГИС. Для этого все переменные-предикторы преобразуются в растровые слои данных для территории, где эти данные доступны. Далее для необходимой области вычисляется уровень загрязнения на основе полученного уравнения и коэффициентов модели. Пример карты загрязнения, полученный нами с помощью LUR моделирования, приведен на рис. 3 (моделируется загрязнение атмосферного воздуха диоксидом азота в Железнодорожном районе г. Екатеринбурга).

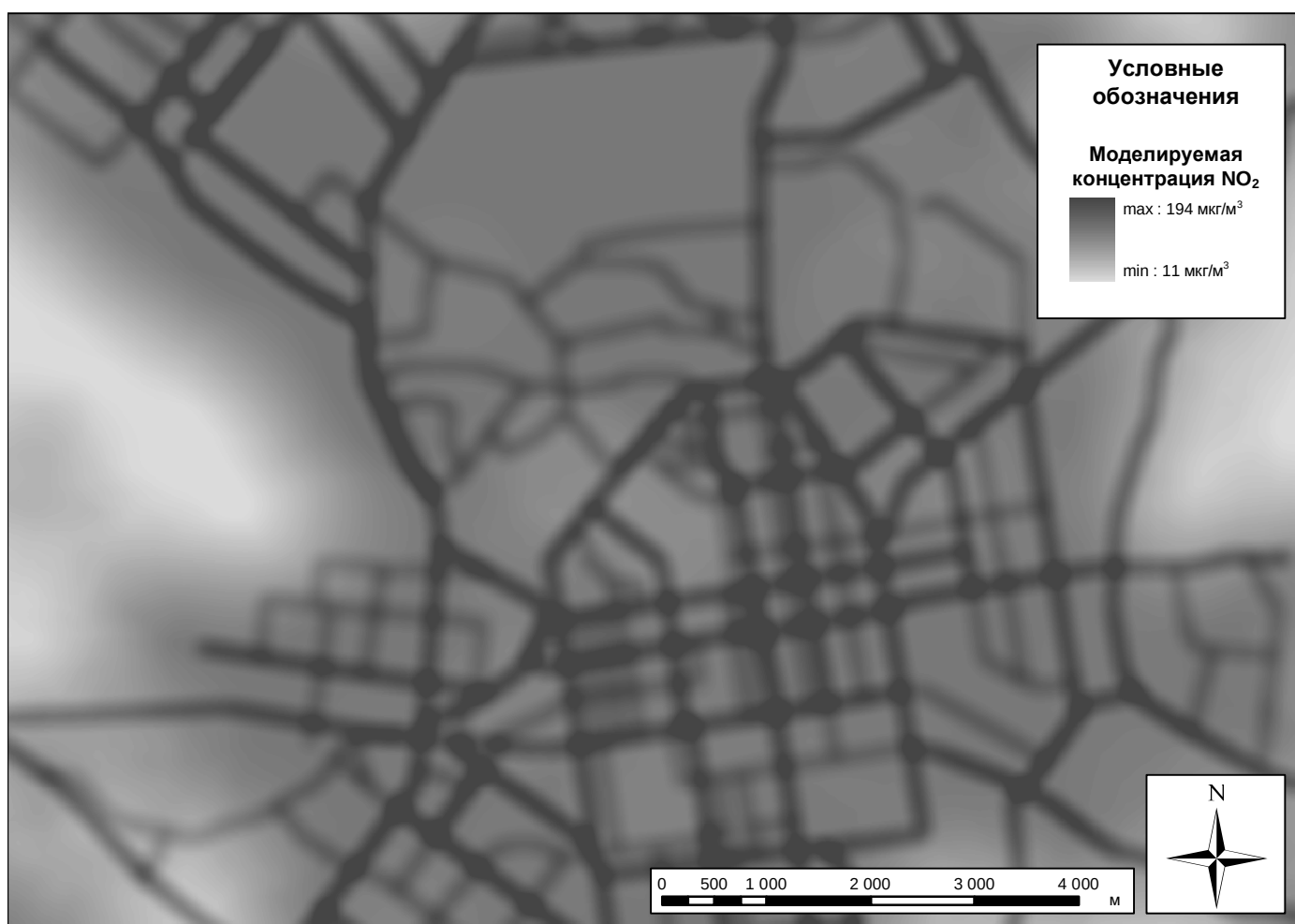


Рис.3. Карта моделируемого загрязнения NO₂, центр г. Екатеринбурга (предварительное исследование)

Среди LUR моделей, созданных для разработки карт NO₂, NO_x, PM_{2.5}, сажи и летучих органических соединений, коэффициент детерминации R^2 , как правило, около 60-70%. Обычно для достижения этого показателя необходимо лишь несколько переменных, например, описывающих интенсивность движения, плотность населения, высоту над уровнем моря и тип землепользования. Различия полученных R^2 среди исследований могут быть связаны с первоначальной изменчивостью измеренных концентраций, качеством переменных-предикторов, подходом к моделированию и сложностью города, например, с точки зрения различий в топографии и источников выбросов. В

поддержку LUR моделирования выступает тот факт, что ошибки во всех LUR исследованиях были низкими с предметной точки зрения.

Оценка качества модели LUR

Модель LUR является регрессионной моделью, для которой можно использовать стандартные показатели качества. Показатели качества можно разделить на две категории: 1-показатели точности воспроизведения моделью первичных экспериментальных данных; 2-показатели устойчивости модели при вариации первичных экспериментальных данных, ее способности прогнозировать уровни загрязнения в тех местах города, где измерения не проводились.

Среди показателей первой категории следует отметить коэффициент детерминации R^2 и индивидуальные ошибки расчетных значений загрязнения для каждой точки наблюдения. Коэффициент детерминации R^2 показывает долю дисперсии исследуемой переменной Y (уровень загрязнения), которая может быть объяснена уравнением регрессии с помощью включенных в нее переменных-предикторов. Коэффициент детерминации принимает значения от нуля до единицы: чем ближе значение R^2 к единице, тем точнее (в среднем) модель воспроизводит эмпирические значения Y . При R^2 , близком к единице, расчетные значения Y совпадают с наблюдаемыми, что трактуется как однозначная связь между загрязнением и использованными переменными-предикторами. Для экспертной качественной оценки коэффициента детерминации можно использовать шкалу Чеддока: $R^2 \in [0,1;0,3]$ сила связи слабая, $R^2 \in [0,3 - 0,5]$ – умеренная, $R^2 \in [0,5 - 0,7]$ – заметная, $R^2 \in [0,7 - 0,9]$ – высокая, $R^2 \in [0,9 - 0,99]$ – очень высокая). Индивидуальные ошибки, в отличие от интегрального показателя R^2 , показывают отклонение каждого расчетного значения Y от соответствующего экспериментального. Цель анализа индивидуальных ошибок – убедиться в отсутствии очень больших ошибок, поскольку высокое значение R^2 гарантирует малость среднего значения индивидуальных ошибок, но не каждой ошибки отдельно. При обнаружении большой ошибки для какой-либо точки наблюдения, следует еще раз проанализировать экспериментальные данные, характеризующие эту точку.

Проверка устойчивости моделей LUR реализуется несколькими подходами. Первый подход – кросс-проверка (leave-one-out cross-validation), в котором из анализа последовательно исключается одно из измерений, создается модель для оставшихся ($N - 1$) измерений, а затем прогнозируемое значение Y в исключенной точке наблюдения сравнивается с измеренным значением; процесс повторяется N раз. Средняя разность между прогнозируемым и измеренным значениями считается оценкой устойчивости модели. Второй подход для проверки устойчивости модели – разделение экспериментальных значений на две группы: одна группа значений используется для построения модели, вторая группа – для проверки (экзамен). Если на экзамене модель показывает хорошую точность, она признается устойчивой. Данный подход требует меньшего числа вычислений по сравнению с первым подходом и является более радикальным

способом проверки устойчивости, однако при его использовании требуется тщательно подбирать экзаменационную выборку (она должна быть в среднем «похожей» на обучающую выборку). Другие подходы к проверке устойчивости модели основаны на сравнении расчетных (модельных) данных, основанных на ряде измерений, с данными из других источников, например, с измерениями на стационарных постах наблюдения.

Отметим, что показатели точности и показатели устойчивости модели являются антагонистами: как правило, R^2 увеличивается при увеличении числа предикторов k , а показатели устойчивости наоборот уменьшаются с ростом k (самая устойчивая – модель с одним предиктором).

Преимущества метода LUR

Метод LUR может быть использован как при наличии измерений с фиксированными местами отбора проб, так и для мобильных измерений. Могут быть использованы данные сети мониторинга или предыдущих исследований, если нет возможности провести измерения специально для LUR. Моделировать можно любой тип загрязнителя с необходимым пространственным разрешением. Измерения могут быть проведены одновременно или последовательно, они могут быть подобраны таким образом, что модель будет отражать краткосрочные или долгосрочные тенденции. Могут быть моделированы отдельные источники загрязнения, а не суммарное загрязнение, если измерительная кампания будет проведена специальным образом.

Несмотря на то, что доступность и качество географических данных отличается от региона к региону, гибкость метода LUR позволяет использовать любые имеющиеся данные. Например, обычно переменные, отражающие интенсивность движения автотранспорта, получают путем отдельного учета легковых и грузовых автомобилей; если эти данные недоступны, то без значительного снижения качества модели можно пользоваться общим числом автомобилей или даже основываться на классификации дорог по загруженности (высокая, средняя и низкая интенсивность движения).

Ограничения метода LUR

Модели LUR могут оказаться неспособными отображать резкие изменения концентраций на расстоянии меньше 10 м от источника (например, шоссе). Это ограничение в основном связано с точностью входных данных, и таким образом присуще и моделям рассеивания. Обычно модели LUR основаны на ограниченных во времени измерениях и не позволяют провести точные расчеты абсолютных концентраций, которые могут быть использованы для сравнения со стандартными оценками качества воздуха. Эта проблема может быть решена путем пересчета концентраций на основе данных непрерывного мониторинга. Это является главным вопросом, когда карты загрязнения создаются для целей мониторинга и регулирования, а не для эпидемиологических исследований.

Модели рассеивания явно превосходят модели LUR в случае, когда необходимо исследовать вклад отдельного источника загрязнения в итоговую концентрацию, так как он моделируется отдельно. В моделях LUR, напротив, моделируется только итоговая концентрация.

В химии атмосферы и переносе загрязнения метеорологические условия играют значительную роль; их учет был бы желателен и в моделях LUR. Моделирование влияния метеорологических условий на концентрации загрязнителей, получаемые с помощью метода LUR, вызывает значительные затруднения. В некоторых исследованиях [11], [16] расстояния до источника загрязнения рассчитывались отдельно по и против направления ветра. Для моделирования розы ветров исследователи попытались использовать треугольные буферы вместо круглых (попытка учесть направление и силу ветра). Эти подходы не привели к значимому улучшению модели. Даже если подобные подходы могли бы привести к улучшению качества модели, они вызывают трудности их применения для картирования загрязнения с высоким разрешением на большой области исследования. Исследования в этой области продолжаются.

Другая сложная задача, вызванная метеорологией, представляет собой образование улицами каньонов, которые появляются там, где здания препятствуют рассеиванию загрязнения вдоль дорог. Для всей территории города невозможно точно оценить такие условия с помощью доступных данных или ручной классификации.

В отличие от моделей, созданных на основе физических принципов рассеивания, модели LUR – эмпирические модели, возможность переноса результата моделирования на другие города весьма ограничена. Во-первых, в силу различий местных условий статистические взаимосвязи между переменными-предикторами и загрязнением атмосферного воздуха для различных городов могут отличаться. Во-вторых, при переносе результатов моделирования из одного города в другой, могут отсутствовать необходимые для модели LUR данные. Таким образом, если перенос результатов моделирования вообще возможен, то только для похожих городов при наличии однотипных данных для расчета переменных-предикторов.

Ознакомиться с другими примерами использования метода LUR для оценки загрязнения атмосферного воздуха можно в статьях [18] – [25]. В данный момент проводится работа над улучшением метода, в частности, авторы [26] предлагают новый алгоритм выбора переменных-предикторов; в работах [27] и [28] предлагаются варианты углубленного анализа метеорологической информации. Недостатки расчетных методов оценки загрязнения, применяемых в России, рассмотрены в [30] – [33].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В основном метод LUR применяется для моделирования среднегодового значения концентраций NO_2 , NO_x , $\text{PM}_{2.5}$ и летучей органики. Метод применяется в различных условиях, включая Европейские и Североамериканские промышленные и непромышленные города. Качество

метода, как правило, лучше методов моделирования рассеивания и методов интерполяции, таких как кригинг. По сравнению с методами моделирования рассеивания, для метода LUR требуется менее детализированные входные данные, затраты их получения существенно ниже.

Методы LUR могут быть существенно улучшены при более тщательном выборе и описании мест и времени измерений. Также очень важно обращать внимание на точность географических данных. Стратегия моделирования, в которой больше внимания концентрируется не на увеличении процента объясненной изменчивости, а на изучении факторов, влияющих на нее, вероятно, может дать в результате модели, более легко трансформируемые для других областей. Считается очень перспективным использование таких переменных как сила и направление ветра или данные о выбросах, использование методов ГИС работы с растровыми данными. Также представляют интерес модели, в которых включены временная и пространственная составляющая, но пока остается неясным, могут ли каким-либо образом модели LUR превзойти модели рассеивания на коротких временных интервалах. Если результаты моделирования LUR используются для эпидемиологических исследований, их желательно подтвердить с помощью персонального мониторинга.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Bush T., Smith S., Stevenson K., Moorcroft S. Validation of nitrogen dioxide diffusion tube methodology in the UK // *Atmospheric Environment*. 2001. Vol. 35. № 2.
2. Benson P.E. A review of the development and application of the CALINE3 and CALINE4 models // *Atmospheric Environment*. 1992. Vol. 26. №3.
3. Elliott P., Wekefield J.C., Best N.G., Briggs D.J. *Spatial Epidemiology. Methods and Application*. Small Area Statistics Unit // Imperial College School of Medicine. London, Oxford. 2000.
4. Briggs D., Collins S., Elliot P., Fischer P., Kingham S., Lebrete E., Pyl K., Hv. Reeuwijk, Smallborne K., Avd. Veen. Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach // *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 1997. Vol. 11. № 7.
5. Gilbert N.L., Goldberg M.S., Beckerman B., Brook J.R., Jerrett M. Assessing spatial variability of ambient nitrogen dioxide in Montreal, Canada, with a LUR model // *J. Air Waste Manage. Assoc.* 2005 Vol. 55. № 8.
6. Ross Z., English P.B., Scalf R., Gunier R., Smorodinsky S., Wall S., Jerrett M. Nitrogen dioxide prediction in Southern California using LUR modeling: potential for environmental health analyses // *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* 2006. Vol. 16. № 2.
7. Ross Z., Jerrett M., Ito K., Tempalski B., Thurston G.D. A LUR for predicting fine particulate matter concentrations in the New York City region // *Atmospheric Environment*. 2007. Vol. 41. № 11.
8. Brauer M., Marshalla J., Netheryb E. Within-urban variability in ambient air pollution: Comparison of estimation methods // *Atmospheric Environment*, 2008. Vol. 42. № 6.
9. Lebrete E., Briggs D., van Reeuwijk H., Fischer P., Smallbone K., Harssema H., Kriz B., Gorynski P., Elliott P. Small area variations in ambient NO₂ concentrations in four European areas // *Atmospheric Environment*. 2000. Vol. 34. № 2.
10. Brauer M., Hoek G., Van Vliet P., Meliefste K., Fischer P., Gehring U., Heinrich J., Cyrus J., Bellander T., Lewne M., Brunekreef B. Prediction of long term average particulate air pollution concentrations by traffic indicators for epidemiological studies // *Epidemiology*. 2003 Vol. 14. № 2.
11. Sahsuvaroglu T., Arain A., Beckerman B., Kanaroglou P., Brook J.R., Finkelstein N., Finkelstein M.M., Gilbert N.L., Newbold B., Jerrett M. A LUR model for predicting ambient concentrations of nitrogen dioxide in Hamilton, Canada // *J. Air Waste Manage. Assoc.* 2006. Vol. 56. № 8.
12. Henderson S., Beckerman B., Jerrett M., Brauer M. Application of LUR to estimate long-term concentrations of traffic-related nitrogen oxides and fine particulate matter // *Environ. Sci. Technol.* 2007. Vol. 41. № 7.
13. Kanaroglou P.S., Jerrett M., Morrison J., Beckerman B., Altaf Arain M., Gilbert N.L., Brook J.R.. Establishing an air pollution monitoring network for intra-urban population exposure assessment: a location-allocation approach // *Atmospheric Environment*. 2005. Vol. 39. № 13.

14. Westerdahl D., Fruin S., Sax T., Fine P., Sioutas C. Mobile platform measurements of ultrafine particles and associated pollutant concentrations on freeways and residential streets in Los Angeles // *Atmospheric Environment*. 2005. Vol.39. № 20.
15. Moore D.K., Jerrett M., Mack W.J., Kunzli N. A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles, CA // *J. Environ. Monitor*. 2007. Vol. 9. № 3.
16. Jerrett M., Arain M., Kanaroglou P., Beckerman B., Crouse D., Gilbert N., Brook J., Finkelstein N., Finkelstein M. Modelling the intra-urban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada // *J. Toxicol. Environ. Health*. 2007. Vol. 70. № 3-4.
17. Crouse D. L., Goldberg M. S., Ross N. A. A prediction-based approach to modelling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution in Montreal, Canada // *Atmospheric Environment*. In Press. 2009.
18. Kashima S., Yorifuji T., Tsuda T., Doi H. Application of land use regression to regulatory air quality data in Japan // *Science of The Total Environment*. 2009. Vol. 407. № 8.
19. Su J.G., Brauer M., Buzzelli M. Estimating urban morphometry at the neighborhood scale for improvement in modeling long-term average air pollution concentrations // *Atmospheric Environment*. 2008. Vol. 42. № 34.
20. Madsen C., Carlsen K., Hoek G., Oftedal B., Nafstad P., Meliefste K., Jacobsen R., Nystad W., Carlsen K., Brunekreef B. Modeling the intra-urban variability of outdoor traffic pollution in Oslo, Norway—A GA2LEN project // *Atmospheric Environment*. 2007. Vol. 41. № 35.
21. Hochadel M., Heinrich J., Gehring U., Morgenstern V., Kuhlbusch T., Link E., Wichmann H.E., Krämer U. Predicting long-term average concentrations of traffic-related air pollutants using GIS-based information // *Atmospheric Environment*. 2006. Vol. 40. № 3.
22. Gonzales M., Qualls C., Hudgens E., Neas L. Characterization of a spatial gradient of nitrogen dioxide across a United States-Mexico border city during winter // *Sci. Total Environ*. 2005, Vol. 337. № 1-3.
23. Ryan P.H., LeMasters G.K., Levin L., Burkle J., Biswas P., Hu S., Grinshpun S., Reponen T. A land-use regression model for estimating microenvironmental diesel exposure given multiple addresses from birth through childhood // *Science of The Total Environment*. 2008. Vol. 404. № 1.
24. Beelen R., Hoek G., Pebesma E., Vienneau D., Kees de Hoogh, Briggs D.J. Mapping of background air pollution at a fine spatial scale across the European Union // *Science of The Total Environment*. 2009. Vol. 407. № 6.
25. Mavko M.E., Tang B., George L.A. A sub-neighborhood scale land use regression model for predicting NO₂ // *Science of The Total Environment*. 2008. Volume 398. № 1-3.
26. Su J.G., Jerrett M., Beckerman B. A distance-decay variable selection strategy for land use regression modeling of ambient air pollution exposures // *Science of The Total Environment*. 2009. Vol. 407. № 12.

27. Arain M.A., Blair R., Finkelstein N., Brook J.R., Sahsuvaroglu T., Beckerman B., Zhang L., Jerrett M. The use of wind fields in a land use regression model to predict // *Atmospheric Environment*. 2007. Vol. 41. № 16.
28. Su J.G., Brauer M., Ainslie B., Steyn D., Larson T., Buzzelli M. An innovative land use regression model incorporating meteorology for exposure analysis // *Science of The Total Environment*. 2008. Vol. 390. № 2-3.
29. Baxter L.K., Clougherty J.E., Paciorek C.J., Wright R.J., Levy J.I. Predicting residential indoor concentrations of nitrogen dioxide, fine particulate matter, and elemental carbon using questionnaire and geographic information system based data // *Atmospheric Environment*. 2007. Vol. 41. № 31.
30. Киселев А.В., Щербо А.П., Кислицин В.А., Новиков С.М. Сравнительный анализ расчетных методов определения средних ингаляционных экспозиционных нагрузок при оценке риска здоровью // *Гигиена и санитария*. 2006. №1.
31. Авалиани С.Л., Буштуева К.А., Андрианова М.М. Оценка вклада выбросов автотранспорта в интегральную характеристику риска загрязнений воздушной среды // *Гигиена и санитария*. 2002. №6.
32. Лобанов А.И. Оценка воздействия выбросов автотранспортных средств на воздушную среду города и их минимизация: Автореф. дис. ... канд. тех. наук. Красноярск, 2004.
33. Якимов М.Р. Разработка системы мониторинга выбросов автомобильного транспорта в атмосферу крупных городов: Автореф. дис. ... канд. тех. наук. Пермь, 2004.