

Измерение эффективной удельной активности природных радионуклидов *in situ* для оценки мощности AMBIENTного эквивалента дозы в городской среде

Рамзаев В.П., Барковский А.Н.

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

В настоящее время мощность дозы гамма-излучения в воздухе от техногенных радионуклидов на загрязненных в результате аварии на ЧАЭС территориях заметно снизилась и во многих случаях сравнима с мощностью дозы гамма-излучения от природных радионуклидов. Поэтому при проведении оценки доз техногенного облучения населения этих территорий очень важно корректно оценить вклад природного облучения. Применение полевой гамма-спектрометрии (измерения *in situ*) позволяет решать эту задачу непосредственно на месте без отбора проб окружающей среды и последующих лабораторных исследований. Для измерений *in situ* наиболее удобно использовать гамма-спектрометры, которые одновременно измеряют и мощность дозы, и эффективную удельную активность природных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K). Последняя величина однозначно связана с мощностью дозы гамма-излучения от природных радионуклидов при проведении измерений в геометрии 2л. Возможность применения результатов измерения эффективной удельной активности для отличных от 2л геометрий, в частности, в городской среде, требует обоснования. Целью данного исследования являлось эмпирическое определение соотношения между значениями мощности AMBIENTного эквивалента дозы от природных радионуклидов и результатами измерения эффективной удельной активности природных радионуклидов *in situ* в типичных городских локациях. Материалы и методы: Одновременные измерения ($n = 170$) общей мощности AMBIENTного эквивалента дозы и эффективной удельной активности были проведены в городе Санкт-Петербург (Россия) в весенне-осенний период в 2017–2024 гг. с использованием портативного гамма-спектрометра-дозиметра, расположенного в рюкзаке на спине у оператора. Результаты: По результатам измерений *in situ* был вычислен коэффициент перехода от эффективной удельной активности к мощности AMBIENTного эквивалента дозы ($(\text{нЗв/ч})/(\text{Бк/кг})$). Средняя величина $\pm$ стандартное отклонение коэффициента перехода для локаций «улица», «двор», «площадь», «набережная», «мост», «парк-газон» и «парк-пешеходная дорожка» составила $0,55 \pm 0,02$ ($n = 70$), $0,55 \pm 0,01$ (11), $0,55 \pm 0,02$ (10), $0,54 \pm 0,01$ (9), $0,54 \pm 0,04$ (16), $0,57 \pm 0,02$ (27) и $0,54 \pm 0,01$ (27) соответственно. Заключение: Полученные значения коэффициента перехода могут быть использованы при проведении пешеходных обследований городов для определения вклада природных радионуклидов в суммарную мощность дозы гамма-излучения в случае радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Ключевые слова: мощность дозы гамма-излучения, эффективная удельная активность, природные радионуклиды, городская среда.

Measurement of effective activity concentration of natural radionuclides *in situ* for assessment of ambient dose equivalent rate in urban environments

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky

Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance of Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint Petersburg, Russia

At present, the dose rate of gamma radiation from technogenic radionuclides in the territories contaminated as a result of the Chernobyl accident has significantly decreased and, in many cases, is comparable to the dose rate of gamma radiation from natural radionuclides. Therefore, when assessing the external doses to the population at these territories, it is important to correctly evaluate the contribution of natural radiation. The use of field gamma spectrometry (*in situ* measurements) allows solving this task directly on site without collection of environmental samples and subsequent analytical procedures in laboratory. For the *in situ*

Рамзаев Валерий Павлович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева
Адрес для переписки: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Valery P. Ramzaev

Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev

Address for correspondence: Mira Str., 8, Saint Petersburg, 197101, Russia; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

measurements, it is most convenient to use the gamma spectrometers that simultaneously measure both the dose rate in air and the effective activity concentration of natural radionuclides (^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K). The latter value is unambiguously related to the dose rate of gamma radiation from natural radionuclides when measurements are carried out in the 2π geometry. The possibility of using the results of measuring the effective activity concentration in conditions different from the 2π geometry, in particular, in an urban environment, requires justification. The aim of the study was to empirically determine the relationship between the ambient dose equivalent rate from natural radionuclides and the effective activity concentration of natural radionuclides in typical urban locations. Materials and methods. Simultaneous measurements ($n = 170$) of the total ambient dose equivalent rate and effective activity concentration were performed in the city of St. Petersburg (Russia) in the spring-autumn period in 2017–2024 using a portable gamma spectrometer-dosimeter. The device was placed in a backpack on the operator's back. Main results. Based on results of the *in situ* measurements, the conversion coefficient from effective activity concentration to ambient dose equivalent rate ($(\text{nSv/h})/(\text{Bq/kg})$) was calculated. The mean $\pm$ standard deviation value of the conversion coefficient for the location "street", "courtyard", "square", "embankment", "bridge", "park-lawn", and "park-footpath" was 0.55 ± 0.02 ($n = 70$), 0.55 ± 0.01 (11), 0.55 ± 0.02 (10), 0.54 ± 0.01 (9), 0.54 ± 0.04 (16), 0.57 ± 0.02 (27), and 0.54 ± 0.01 (27), respectively. Conclusion. The obtained values of the conversion coefficient can be used when performing walk surveys of urban areas to determine contribution of natural sources to the total dose rate of gamma radiation in the case of radioactive contamination of the environment.

Key words: gamma dose rate, effective activity concentration, natural radionuclides, urban environment.

Введение

При проведении измерений мощности дозы гамма-излучения в воздухе (МД) в условиях радиоактивного загрязнения местности важно корректно оценить вклад излучения от природных радионуклидов (ПРН). Особенно необходимым это становится в том случае, когда вклад от ПРН в МД является существенным, например, в случае проведения измерений на отдаленном этапе аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС). В настоящее время МД от техногенных радионуклидов на загрязненных в результате аварии на ЧАЭС территориях заметно снизилась и во многих случаях сравнима с МД гамма-излучения от ПРН [1, 2]. Применение полевой гамма-спектрометрии (измерения *in situ*) позволяет оценить МД от ПРН непосредственно на месте без отбора проб окружающей среды и последующих лабораторных исследований [3, 4].

В наиболее простом случае при равномерном распределении ПРН в бесконечном полупространстве (геометрия 2π), например, в почве, соответственно калиброванный портативный гамма-спектрометр используют для измерения *in situ* удельной активности (УА) ПРН ^{226}Ra (семейство ^{238}U), ^{232}Th и ^{40}K [5]. Для вычисления МД (на высоте 1 м от поверхности земли), обусловленной этими радионуклидами, часто применяют коэффициент перехода (КП) от УА каждого из этих радионуклидов в почве (Бк/кг) к соответствующей мощности воздушной кермы или мощности поглощенной дозы в воздухе (МПД, нГр/ч) (например, [6–9]). Общеупотребимыми являются численные значения КП из отчета НКДАР ООН (табл. 6 в источнике [10]). Наряду с КП от УА ПРН к МПД в литературе представлены коэффициенты для перехода от УА ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в почве к соответствующим значениям другой широко используемой операционной величины – мощности амбиентного эквивалента дозы (МАЭД, нЗв/ч) [8, 11]. Помимо учета УА каждого отдельного ПРН для вычисления МАЭД гамма-излучения в воздухе предложено использовать интегральную величину, обозначаемую как «эффективная удельная активность» ПРН ($A_{\text{эфф}}$, Бк/кг) [12, 13]. В условиях радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th формула для вычисления $A_{\text{эфф}}$ имеет следующий вид¹:

$$A_{\text{эфф}} = A_{\text{Ra}} + 1,3 \cdot A_{\text{Th}} + 0,09 \cdot A_{\text{K}}, \quad (1)$$

Introduction

When measuring the dose rate of gamma radiation in the air (DR) in conditions of radioactive contamination of the environment, it is important to correctly assess the contribution of radiation from natural radionuclides (NRN). This becomes especially necessary when the contribution of radiation from NRN to the total DR is significant, for example, in the case of measurements in the late period after the Chernobyl accident. At present, the DR from technogenic radionuclides in the territories contaminated as a result of the Chernobyl accident has significantly decreased and, in many cases, is comparable to the DR from natural radionuclides [1, 2]. The use of field gamma spectrometry (*in situ* measurements) allows assessing the DR from NRN directly on site without collection of environmental samples and subsequent analytical procedures in laboratory [3, 4].

In the simplest case, with a uniform distribution of NRN in an infinite half-space (2π geometry), for example, in soil, a suitably calibrated portable gamma spectrometer is used to measure *in situ* the activity concentration (AC, Bq/kg) of ^{226}Ra (the ^{238}U family), ^{232}Th and ^{40}K [5]. A conversion coefficient (CC) from the AC of each of these radionuclides in soil to the corresponding air kerma rate or absorbed dose rate in air (ADR, nGy/h) is often used to calculate the DR at a height of 1 m from the ground surface (e.g., [6–9]). The numerical CC values from the UNSCEAR 2000 report (Table 6 in [10]) are commonly used. Along with the coefficients for the conversion from the AC to ADR, the coefficients for the conversion from the AC of ^{238}U , ^{232}Th , and ^{40}K in soil to the corresponding values of another operational quantity – the ambient dose equivalent rate in air (ADER, nSv/h) – can be found in the literature [8, 11]. In addition to considering the AC of each individual NRN, it is proposed to use an integral quantity designated as the "effective activity concentration" of the NRN (A_{eff} , Bq/kg) to calculate ADER [12, 13]. In the case of radioactive equilibrium in the ^{238}U and ^{232}Th series, the formula for calculating A_{eff} has the following form¹:

$$A_{\text{eff}} = AC_{\text{Ra}} + 1,3 \cdot AC_{\text{Th}} + 0,09 \cdot AC_{\text{K}}, \quad (1)$$

¹ Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09. Утверждены постановлением Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 07.07.2009 № 47. Зарегистрированы в Министерстве юстиции Российской Федерации 14 августа 2009 г., регистрационный № 14534. [Norms of Radiation Safety (NRB-99/2009). Sanitary Rules and Norms SanPiN 2.6.1.2523-09. Approved by the resolution of the Chief state sanitary doctor of the Russian Federation of 07.07.2009 No. 47. Registered by the Ministry of justice of the Russian Federation on August 14, 2009, registration No. 14534. (In Russ.).]

где A_{Ra} , A_{Th} , A_K – удельная активность ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K соответственно, Бк/кг.

В работах Ramzaev et al. [14, 15] обоснован эмпирический метод использования величины $A_{\text{эфф}}$ для определения вклада ПРН в значение МАЭД. Авторами был применен коммерчески доступный гамма-спектрометр-дозиметр (ГСД), который с помощью встроенной программы анализа полевого спектра позволяет одновременно определить значения $A_{\text{эфф}}$ и общей величины МАЭД. На фоновых (радиоактивно незагрязненных) территориях показано, что имеется жесткая связь между этими двумя величинами. Для ГСД, который был опробован в работах [14, 15], и 2π геометрии источника излучения было получено и верифицировано численное значение коэффициента перехода (КП, (нЗв/ч)/(Бк/кг)) от $A_{\text{эфф}}$ к величине МАЭД, обусловленной ПРН (МАЭД_{ПРН}). Предложенный метод определения вклада ПРН в значение МАЭД с использованием величины $A_{\text{эфф}}$ был успешно применен для полномасштабных обследований радиоактивно загрязненных и фоновых территорий [1, 16]. Эти измерения были выполнены над поверхностью больших грунтовых площадок в сельской местности (луга, огороды, поля), то есть там, где можно было предполагать достаточно равномерное распределение ПРН в почве по глубине и по горизонтали (геометрия 2π) и, соответственно, использовать значение КП для такой геометрии распределения источника излучения.

Применение того же самого значения КП для определения величины МАЭД_{ПРН} при анализе полевых спектров, полученных в условиях городской среды, может оказаться некорректным. В городских условиях источник излучения представлен различными структурами и элементами, расположенными как горизонтально (участки почвы, улицы, внутридворовые площадки), так и вертикально (дома). Кроме того, распределение ПРН в этих структурных элементах и между элементами может быть весьма неравномерным [17], и условия 2π геометрии распределения источника излучения также могут не соблюдаться. В этих условиях неопределенности значение $A_{\text{эфф}}$, измеряемой спектрометрически *in situ*, представляет собой некоторую обобщающую величину. До проведения настоящего исследования оставалось неясным, насколько строго связана эта величина с МАЭД_{ПРН}, измеренной с помощью того же самого ГСД. Для решения этого вопроса было предпринято исследование на фоновой (без радиоактивного загрязнения техногенными радионуклидами) территории в разнообразных условиях городской застройки. Эти условия адекватно отражают практически все возможные конфигурации, встречающиеся в городе.

Цель исследования – эмпирическое определение численных значений КП от измеренного с использованием ГСД значения $A_{\text{эфф}}$ к МАЭД_{ПРН} в городе для типичных локаций, расположенных вне помещений.

Материалы и методы

Полевые исследования были проведены в Адмиралтейском, Василеостровском, Выборгском, Московском, Петроградском и Центральном районах города Санкт-Петербурга (Россия) в весенне-осенний период 2017–2024 гг. Территория города не получила сколь либо существенного радиоактивного загрязнения после аварии на Чернобыльской АЭС [18]. Для проведения измерений были выбраны локации, характерные для городской среды: улица (27 наименований), двор (11), площадь (7), парк (24), набережная (9) и мост (10). Данные локации местные жители и приезжие используют для передви-

where AC_{Ra} , AC_{Th} , AC_K is the activity concentration of ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{40}K respectively, Bq/kg.

In the studies by Ramzaev et al. [14, 15], an empirical method of using the A_{eff} value to determine contribution of the NRN to the total measured ADER value was proposed. The authors used a commercially available gamma spectrometer-dosimeter (GSD), which, with the help of a built-in program for analyzing field spectra, allows one to simultaneously determine the A_{eff} and total ADER values. It was shown that there was a strict relationship between these two variables in background (uncontaminated) territories. For the GSD, which was tested in the works [14, 15], and for the 2π geometry of the radiation source, the numerical value of the coefficient of conversion (CC, (nSv/h)/(Bq/kg)) from A_{eff} to the ADER value associated with the NRN (ADER_{NRN}) was deduced and verified. The proposed method for determining contribution of the NRN to the total ADER value using the value of A_{eff} was successfully applied for full-scale surveys of radioactively contaminated and background territories [1, 16]. The measurements were performed over the surface of large soil plots in the rural environments: meadows, vegetable gardens, fields. For these locations, it was possible to assume a fairly uniform distribution of the NRN in the soil in depth and horizontally (the 2π geometry) and, accordingly, use the CC value for such geometry of radiation source.

The use of the same CC value for determining the ADER_{NRN} value may be incorrect when analyzing field spectra measured in urban environments. In the urban space, the radiation source is represented by various structures and elements located horizontally (soil areas, streets, courtyard areas) and vertically (houses). In addition, the distribution of the NRN in these structural elements and between the elements can be quite uneven [17], and the conditions of 2π geometry may also not be met. Under these conditions of uncertainty, the value of A_{eff} measured spectrometrically *in situ* is a conditional value. Before this study, it remained unclear to what extent this value was strictly related to the ADER_{NRN} measured using the same GSD. To resolve the issue, a study was undertaken on a background (without radioactive contamination by technogenic radionuclides) territory in various urban locations. These adequately reflect almost all possible configurations encountered in a city.

The aim of the study was to empirically determine the CC from the *in situ* measured value of A_{eff} to ADER_{NRN} value for typical outdoor locations in a city.

Materials and Methods

The field studies were conducted in the Admiralteysky, Vasileostrovsky, Vyborgsky, Moskovsky, Petrogradsky and Tsentralny districts of St. Petersburg (Russia) in the spring-autumn period in 2017–2024. The city territory was not contaminated after the Chernobyl accident [18]. The locations typical for the urban environment were selected for the survey: “street” (27 names), “courtyard” (11), “square” (7), “park” (24), “embankment” (9), and “bridge” (10). The locations are used by local residents and visitors for the purpose of travel and recreation within the city. However, for some categories of the population (for example, janitors, couriers and gardening workers), being outdoors is also associated with professional activities.

The roadway of the surveyed streets and avenues had asphalt surface, and the sidewalks (pedestrian parts) were covered with asphalt or with slabs (tiles) made of stone or concrete.

жения и отдыха в пределах города. Однако для некоторых категорий населения (например, дворники, курьеры и работники садово-парковых хозяйств) пребывание вне помещений связано также с профессиональной деятельностью.

Проезжая часть обследованных улиц и проспектов имела асфальтовое покрытие, а тротуары (пешеходная часть) были покрыты либо асфальтом, либо плитами (плитками) из камня или бетона. Дворы имели покрытие из асфальта или плиток; в некоторых дворах имелись земляные участки, на которых росли деревья, кустарники и трава. Площади имели асфальтовое и/или плиточное покрытие. В локации «парк» (сюда включали также площадки, которые имели формальное обозначение как «сквер» и «сад») можно было выделить два основных структурных элемента: газоны и дорожки. Последние имели искусственное покрытие, представленное с поверхности гранитной крошкой, бетонными плитками или асфальтом. Большинство обследованных сегментов набережных было покрыто гранитными плитами. В некоторых случаях весь сегмент имел гранитное ограждение со стороны реки Невы. Обследованные мосты через крупные рукава реки Невы были построены из камня и металла. Проезжая и пешеходная часть таких мостов была покрыта асфальтом. Обследованные нами небольшие мосты через мелкие рукава реки Невы были построены в основном из металла и дерева.

Для измерения МАЭД и $A_{\text{эфф}}$ использовали гамма-спектрометр-дозиметр МКС-АТ6101Д фирмы «АТОМТЕХ» (Беларусь) [19]. Прибор состоит из блока детектирования с цилиндрическим кристаллом NaI (диаметр = 63 мм, высота = 63 мм) и блока управления. Энергетическое разрешение детектора по линии гамма-излучения 662 кэВ (от ^{137}Cs – $^{137\text{m}}\text{Ba}$) равно 8,5 %. Суммарное значение собственного фона прибора и его отклика на космическое излучение (МАЭД_{фон}, нЗв/ч) было определено при проведении измерений на льду Финского залива. Величина МАЭД_{фон} равнялась 8 нЗв/ч.

В условиях города при большом количестве людей на улицах и в других изученных локациях было бы весьма затруднительно, а то и технически невозможно, использовать классическую схему измерений *in situ*: размещение ГСД на треножнике на высоте 1 м над поверхностью. В этой связи мы применили современный вариант проведения измерений с размещением портативного ГСД в рюкзаке на спине у оператора, который может свободно передвигаться по местности. В целом ряде исследований показано, что эта схема является удобной и эффективной для оперативного контроля радиационной обстановки на местности [17, 20–24]. Использование такого мобильного средства измерения позволяет определить пространственные вариации в радионуклидном составе загрязнения, получить данные о распределении загрязнения на территории и/или установить локализацию источника излучения, а также картировать вариации мощности дозы гамма-излучения в воздухе.

Перед каждым выходом на маршрут проводили калибровку энергетической шкалы ГСД с использованием точечного источника гамма-излучения ^{137}Cs . Блок детектирования размещали кристаллом вниз в рюкзаке на спине у стоящего оператора таким образом, чтобы расстояние между поверхностью пола и центром кристалла составляло 1 м. Блок управления размещали в том же рюкзаке в фиксированном положении рядом с верхней частью блока детектирования. Вес оператора вместе с одеждой варьировался от 69 до 72 кг. Рост оператора равнялся 170 см.

Измерение гамма-спектров проводили в сухую погоду во время перемещения оператора по исследуемым объектам в пределах их пешеходной части. На улицах, проспектах и больших мостах отдельно обследовали четную и нечетную стороны. Улицы, как правило, обследовали по всей длине, а на проспектах выделяли протяженные секции. В парках, скверах и садах

The courtyards had the asphalt or tile surfaces; some courtyards had earthen areas with trees, bushes and grass. The squares had the asphalt and/or tile surface. In the location “park” (it also included areas that had a formal designation of “square” and “garden”), two main structural elements could be distinguished: lawns and paths. The latter were covered by the pressed granite chips and gravel, concrete tiles or asphalt. Most of the surveyed embankment segments were covered with granite slabs. In some cases, the entire segment had a granite fence on the side of the Neva River. The surveyed bridges over large branches of the Neva River were built of stone and metal. The roadway and pedestrian parts of such bridges were covered with asphalt. The small bridges we surveyed across shallow branches of the Neva River were built mainly of metal and wood.

We used the MCS-AT6101D gamma spectrometer-dosimeter from ATOMTEX (Belarus) [19] to measure $A_{\text{эфф}}$ and the total ADER. The device consists of a control unit and a detection unit with a cylindrical NaI crystal (diameter = 63 mm, height = 63 mm). The energy resolution of the detector for the 662 keV gamma radiation line (from ^{137}Cs – $^{137\text{m}}\text{Ba}$) is 8.5 %. The total value of the device's own background and its response to cosmic radiation (ADER_{bg}, nSv/h) was determined during measurements on the ice surface of the Gulf of Finland. The ADER_{bg} value was 8 nSv/h.

In the urban space with a large number of people on the streets and in other studied locations, it would be very difficult (if not impossible technically) to use the conventional *in situ* measurement setup: placing a GSD on a tripod at a height of 1 m above the surface. In this regard, we used the modern approach to taking measurements with the placement of a portable GSD in a backpack on the operator's back. The operator could freely move around the area. A number of studies has shown that this approach is convenient and effective for operational monitoring of the radiation environment on the ground [17, 20–24]. The use of such a mobile measuring system allows one to: 1) determine spatial variations in the radionuclide composition of contamination, 2) obtain data on distribution of a contaminant in the space, 3) locate position of a solid radiation source, 4) make dose rate distribution map.

Before each route, the energy scale of the GSD was calibrated in laboratory using a point source of ^{137}Cs gamma radiation. The detection unit was placed with the crystal down in a backpack on the back of a standing operator so that the distance between the floor surface and the center of the crystal was 1 m. The control unit was placed in the same backpack in a fixed position near the top of the detection unit. The operator's weight with clothing varied from 69 to 72 kg. The operator's height was ~170 cm.

Gamma spectra were measured in dry weather while the operator was moving within pedestrian zone at the sites under study. On streets, avenues and large bridges, the even and odd sides were surveyed separately. As a rule, streets were surveyed along their entire length; extended sections were allocated on avenues. In parks and gardens, spectra were measured on pedestrian paths and separately on lawns. Due to this, the total number of the measured spectra (171) exceeded the number of names of the sites under study (83). The operator's walking speed varied from 2 to 4 km/h. The duration of a spectrum measurement was in the range from 160 to 1288 s (mean = 516 s). The variation depended mainly on length of

измерение спектров проводили на пешеходных дорожках и отдельно на газонах. В связи с этим, общее число измеренных спектров (171) превышало число наименований обследованных объектов (83). Скорость движения оператора варьировалась от 2 до 4 км/ч. Продолжительность измерения спектров находилась в диапазоне от 160 до 1288 секунд (средняя = 516 с). Разброс зависел в основном от длины обследованных улиц и мостов, а также выделенных секций проспектов, набережных и дорожек. Считывание, визуальную оценку и инструментальный анализ измеренных спектров проводили после возвращения с маршрута в лаборатории. Для этого использовали программу ATAS Lite (ATOMTEX). Относительная статистическая неопределенность измерения (при 95 % вероятности) $A_{\text{эфф}}$ варьировала от 7 до 28 % (средняя = 12 %). Статистическая неопределенность измерения МАЭД не превышала 5 % (95 % вероятность).

Статистическую обработку полученных данных проводили с использованием EXCEL for Windows и on-line платформы открытого доступа².

Результаты и обсуждение

Как было указано выше, в общей сложности нами был измерен 171 полевой спектр. При визуальном анализе 170 спектрограмм было отмечено присутствие пиков характерных только для ПРН (примеры даны на рис. 1). В одном случае (спектр измерен на ул. Рентгена в Петроградском районе) был обнаружен аномальный пик с энергией 140 кэВ от техногенного радионуклида $^{99\text{m}}\text{Tc}$, который широко применяется в ядерной медицине для диагностики. На спектре, измеренном на том же маршруте повторно, пик с энергией 140 кэВ не был найден (рис. 2). Мы предполагаем, что мобильным носителем источника техногенного излучения являлся амбулаторный пациент, который во время одного из наших измерений проходил по ул. Рентгена после обследования с использованием препарата, содержавшего этот радионуклид: на ул. Рентгена расположено радиологическое отделение клиник Первого Санкт-Петербургского государственного медицинского университета имени академика И.П. Павлова. Спектр, измеренный в присутствии техногенного источника, был исключен из общей статистики.

Результаты статистического анализа определенных в каждой локации значений МАЭД и $A_{\text{эфф}}$, а также вычисленных соотношений значений МАЭД после вычитания величины МАЭД_{фун} (МАЭД_{кор}, нЗв/ч) и $A_{\text{эфф}}$ представлены в таблице. Во всей выборке значения МАЭД варьировали от 17 до 234 нЗв/ч, а $A_{\text{эфф}}$ – от 17 до 420 Бк/кг. В пределах одной и той же локации величины МАЭД и $A_{\text{эфф}}$ варьировали в меньшей степени, однако в большинстве локаций разброс между минимальным и максимальным значениями был более чем двукратным. Ожидаемо наименьшие величины МАЭД и $A_{\text{эфф}}$ были определены на маленьких мостах, сделанных из дерева и металла, а наибольшие значения изученных переменных – на улицах, площадях и набережных, имеющих гранитное покрытие горизонтальной поверхности. Средние значения МАЭД_{кор} (191 ± 19 нЗв/ч) и $A_{\text{эфф}}$ (353 ± 37 Бк/кг) в местах с гранитным покрытием ($n = 17$) были почти в два раза больше, чем таковые (МАЭД_{кор} = 102 ± 14 нЗв/ч; $A_{\text{эфф}}$ = 185 ± 26 Бк/кг) в местах, имеющих покрытие из асфальта и/или бетонных плиток ($n = 67$). Отчетливая разница (в среднем в два раза) в величинах исследованных показателей была обнаружена между газонами (основной материал – садовая почва) и искусственными дорожками в парках (таблица, рис. 3). Это также связано с присутствием гранитной крошки и щебня в покрытии у большинства из обследованных дорожек. Сходную зависимость МД от вида материала, который был использован для покрытия горизонтальных поверхностей в городской среде, обнаружили и другие авторы [25–27].

streets, bridges and the allocated sections of avenues, embankments and paths. Reading, visual assessment and instrumental analysis of the measured spectra were performed after returning from route to laboratory. For this purpose, the ATAS Lite (ATOMTEX) software was used. A statistical uncertainty of the $A_{\text{эфф}}$ measurement (at the 95 % confidence level) varied from 7 to 28 % (average = 12 %). A statistical uncertainty of the ADER measurement did not exceed 5 % (at the 95 % confidence level).

Statistical processing of obtained data was performed using EXCEL for Windows and the open access online platform².

Results and Discussion

As indicated above, we had measured a total of 171 field spectra. Visual analysis of the 170 spectrograms revealed peaks characteristic only of natural radionuclides (the examples are provided in Fig. 1). In one case (the spectrum was measured on the Roentgen Str. in the Petrogradsky district), an anomalous peak with the energy of 140 keV from the technogenic radionuclide $^{99\text{m}}\text{Tc}$ was detected. The radionuclide is widely used in nuclear medicine for diagnostics. The peak with the energy of 140 keV was not found in the spectrum measured on the same route surveyed repeatedly (Fig. 2). We assume that the mobile carrier of the man-made radiation source was an outpatient who, during one of our measurements, was walking along the Roentgen Str. after a medical examination using a drug containing this radionuclide. On the Roentgen Str. there is the radiological department of the clinics of the First Saint Petersburg State Medical University named after Academician I.P. Pavlov. The spectrum measured in the presence of the technogenic source was excluded from the general statistics.

Results of statistical analysis of the measured values of ADER and $A_{\text{эфф}}$ for each location, as well as calculated ratios of the ADER values after subtracting the value of ADER_{bg} (ADER_{кор}, nSv/h) to the $A_{\text{эфф}}$ values are provided in Table. In the entire sample, the ADER and $A_{\text{эфф}}$ values varied from 17 to 234 nSv/h and from 17 to 420 Bq/kg, respectively. Within the same location, the values of ADER and $A_{\text{эфф}}$ varied to a lesser extent: a more than twofold difference between the minimum and maximum values was observed for majority of locations. As expected, the lowest values of ADER and $A_{\text{эфф}}$ were determined on small bridges made of wood and metal. The highest levels of the studied variables were determined on streets, squares and embankments with the granite paving of horizontal surfaces. The average values of ADER_{кор} (191 ± 19 nSv/h) and $A_{\text{эфф}}$ (353 ± 37 Bq/kg) in places with granite pavement ($n = 17$) were almost twice as high as those (ADER_{кор} = 102 ± 14 nSv/h; $A_{\text{эфф}}$ = 185 ± 26 Bq/kg) in sites with the asphalt and/or concrete slab pavement ($n = 67$). A similar difference (on average, two-fold) in values of the studied variables was found between lawns (the mair material is garden soil) and artificial paths in parks (Table, Fig. 3). This is also associated with the presence of granite chips and crushed stone in the pavement of most of the surveyed paths in parks. A similar dependence of DR on the type of material used to cover horizontal surfaces in the urban environment was reported by other authors [25–27].

² Доступно по ссылке [Available from]: <https://www.socscistatistics.com> (Дата обращения: 01.03.2025 [Accessed March 01, 2025]).

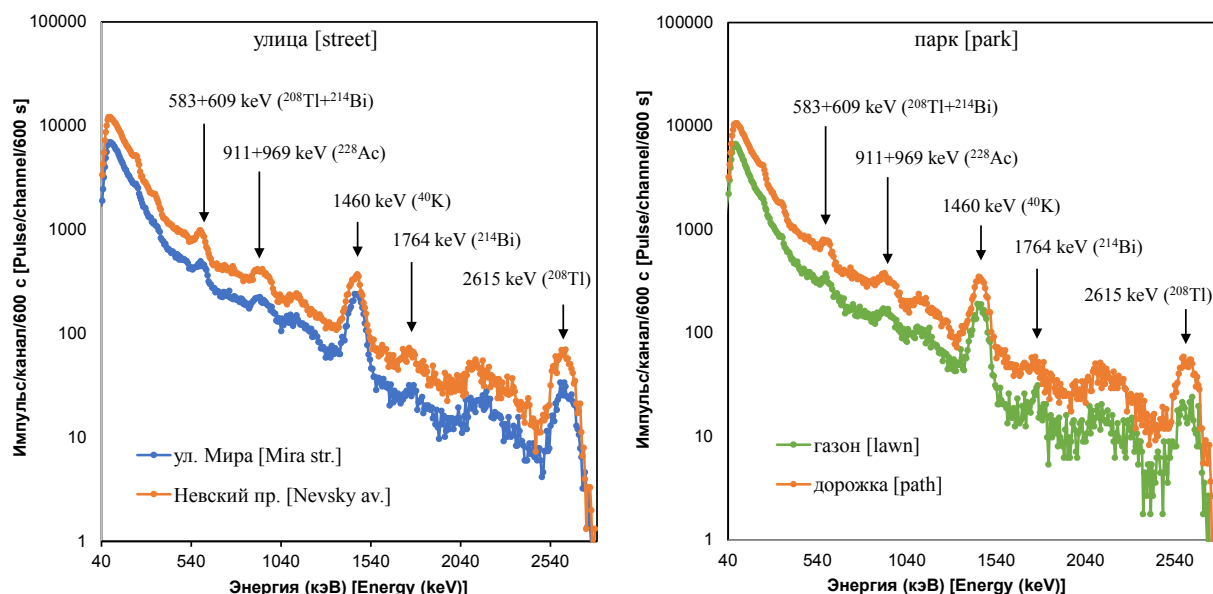


Рис. 1. Примеры спектров гамма-излучения, измеренных на улицах и в парках Санкт-Петербурга. Поверхность тротуаров в основном покрыта асфальтом на ул. Мира и гранитными плитками на Невском проспекте. Поверхность пешеходных дорожек в парке (Александровский парк) покрыта гранитным щебнем и отсевом.

Указаны основные пики ПРН

[Fig. 1. Examples of the gamma-spectra measured at streets and parks in Saint Petersburg. The sidewalks surface was mainly covered with asphalt at the Mira Str. and with granite paving slabs at the Nevsky avenue. The surface of footpaths at the park (Aleksandrovsky park) was covered with granite gravel. The major peaks of natural radionuclides are indicated]

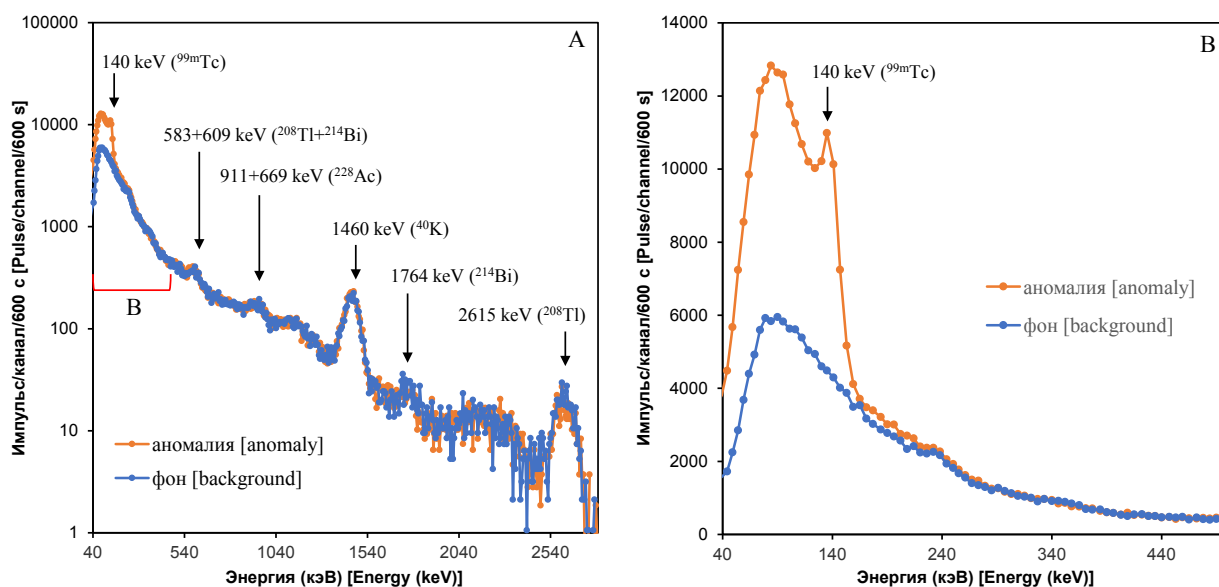


Рис. 2. Фоновый (обычный) и аномальный гамма-спектры, измеренные на ул. Рентгена: (А) – спектры полного энергетического диапазона (40–2800 кэВ); (В) – участки спектров (40–500 кэВ), обозначенные красной скобкой на панели А

[Fig. 2. The background (ordinary) and anomalous gamma-ray spectra measured at the Roentgen Str.: (A) – full energy range spectra (40–2800 keV); (B) – the spectra sections (40–500 keV) indicated by a red bracket at the panel A]

Обобщенная статистика результатов измерений $A_{эфф}$ и МАЭД, и отношения величины МАЭД после вычитания вклада космического излучения и собственного фона прибора (МАЭД_{кор}) к величине $A_{эфф}$ в локациях «улица», «двор», «площадь», «парк-дорожка», «парк-газон», «набережная» и «мост» в городе Санкт-Петербурге в 2017–2024 гг. Число измерений дано в скобках

Summary statistics of results of the A_{eff} and ADER measurements, and the ratio of the ADER value after subtracting the contribution of cosmic radiation and the device's intrinsic noise (ADER_{cor}) to the A_{eff} value in the locations “street”, “yard”, “square”, “park-path”, “park-lawn”, “embankment”, and “bridge” in the city of St. Petersburg in 2017–2024. The number of measurements is given in brackets]

Параметр [Parameter]	МАЭД, нЗв/ч [ADER, nSv/h]	$A_{эфф}$, Бк/кг [A_{eff} , Bq/kg]	МАЭД _{кор} / $A_{эфф}$, (нЗв/ч)/(Бк/кг) [ADER _{cor} / A_{eff} , (nSv/h)/(Bq/kg)]
улица [street] (70)			
Минимум [Minimum]	74	117	0,52
Максимум [Maximum]	216	385	0,57
Медиана [Median]	116	195	0,55
Средняя [Mean]	122	207	0,55
С.о. [SD]	29	54	0,01
КВ (%) [CV (%)]	24	26	1,8
двор [courtyard] (11)			
Минимум [Minimum]	99	158	0,54
Максимум [Maximum]	148	260	0,58
Медиана [Median]	120	202	0,56
Средняя [Mean]	122	206	0,55
С.о. [SD]	17	33	0,01
КВ (%) [CV (%)]	14	16	2,5
площадь [square] (10)			
Минимум [Minimum]	79	123	0,52
Максимум [Maximum]	216	386	0,58
Медиана [Median]	157	275	0,54
Средняя [Mean]	149	260	0,55
С.о. [SD]	49	97	0,02
КВ (%) [CV (%)]	33	37	3,4
парк-дорожка [park-footpath] (27)			
Минимум [Minimum]	86	151	0,52
Максимум [Maximum]	183	327	0,55
Медиана [Median]	140	245	0,54
Средняя [Mean]	134	234	0,54
С.о. [SD]	30	56	0,01
КВ (%) [CV (%)]	23	24	1,7
парк-газон [park-lawn] (27)			
Минимум [Minimum]	44	59	0,53
Максимум [Maximum]	91	145	0,61
Медиана [Median]	66	102	0,58
Средняя [Mean]	68	105	0,57
С.о. [SD]	10	19	0,02
КВ (%) [CV (%)]	15	18	3,2
набережная [embankment] (9)			
Минимум [Minimum]	63	98	0,53
Максимум [Maximum]	234	420	0,56
Медиана [Median]	189	327	0,54
Средняя [Mean]	154	271	0,54
С.о. [SD]	72	135	0,01
КВ (%) [CV (%)]	47	50	2,1

Параметр [Parameter]	МАЭД, нЗв/ч [ADER, nSv/h]	$A_{\text{эфф}}$, Бк/кг [A_{eff} , Bq/kg]	МАЭД/ $A_{\text{эфф}}$, (нЗв/ч)/(Бк/кг) [ADER _{cor} / A_{eff} , (nSv/h)/(Bq/kg)]
мост [bridge] (16)			
Минимум [Minimum]	17	17	0,47
Максимум [Maximum]	120	214	0,65
Медиана [Median]	84	134	0,53
Средняя [Mean]	74	123	0,54
С.о. [SD]	35	67	0,04
КВ (%) [CV (%)]	48	54	7,7

* С.о. – стандартное отклонение [SD – standard deviation]; КВ – коэффициент вариации, % [CV – coefficient of variation, %].

Помимо вариабельности мощности гамма-излучения от ПРН в материалах, которые были использованы для покрытия горизонтальных поверхностей, определенное влияние на величины МД и $A_{\text{эфф}}$, регистрируемые прибором *in situ* в городской среде, могло оказывать гамма-излучение от ПРН в материалах стен домов и других вертикальных поверхностей. На примере города Вроцлав (Польша) показано, что максимальные значения МД от ПРН вне помещений можно обнаружить в центре города в местах сочетания двух факторов: близкое расположение зданий друг от друга и гранитное покрытие тротуаров [25]. При обследовании небольших скверов в городе Сан-Пауло (Бразилия) установлено, что до 30 % МД в этой локации связано с источником природного гамма-излучения, расположенном в окружающих зданиях [28].

Во всех изученных локациях была выявлена статистически значимая ($P < 0,001$) и сильная корреляция между МАЭД и $A_{\text{эфф}}$: коэффициент корреляции Спирмана был равен 0,988, 0,991, 0,984, 1, 0,994, 0,983 и 0,968 для улиц, дворов, площадей, набережных, мостов, дорожек в парках и газонов в парках соответственно. Графически эта выраженная связь между двумя переменными для индивидуальных значений и обобщенно в виде линейной регрессии представлена на рисунке 3.

Индивидуальные значения отношения МАЭД_{кор} к $A_{\text{эфф}}$ демонстрировали сравнительно небольшой разброс: от 0,52 до 0,61 (нЗв/ч)/(Бк/кг) (последняя колонка в таблице). В ашей выборке это отношение можно уверенно рассматривать в качестве КП от $A_{\text{эфф}}$ к МАЭД_{ПРН}, так как в спектрах, включенных в статистический анализ, присутствовали пики только ПРН. Средние значения КП в различных локациях практически совпадали между собой и находились в диапазоне от 0,54 до 0,57 (нЗв/ч)/(Бк/кг). Эти значения существенно превышали величину 0,38 (нЗв/ч)/(Бк/кг), которую использовали И.П. Стамат и др. [13] «для оценки мощности дозы гамма-излучения на открытой местности на территории населенных пунктов с учетом значений $A_{\text{эфф}}$ в строительном сырье и материалах местного производства». Вместе с тем наши эмпирически выведенные численные значения КП очень хорошо соответствуют величине 0,55 (нЗв/ч)/(Бк/кг) сравнительно недавно вычисленной и верифицированной Satoh and Petoussi-Henss [11] в отношении ^{238}U (и, соответственно, ^{226}Ra), равномерно распределенного в почве. Напомним, что в формуле для вычисления $A_{\text{эфф}}$ (выражение (1)) УА ^{226}Ra принята за единицу.

In addition to the variability of DR from the NRN in the materials used to cover horizontal surfaces, gamma radiation from the NRN in the materials of the walls of houses and other vertical surfaces could have a certain effect on the levels of DR and A_{eff} measured by the GSD *in situ* in an urban environment. For example, for the city of Wroclaw (Poland) it was shown that the maximum values of DR from the NRN outdoors could be found in the city center in the places where two factors combined: 1) close proximity of buildings to each other, and 2) granite pavement [25]. When surveying small squares in the city of Sao Paulo (Brazil), it was deduced that up to 30 % of DR in this location was associated with the natural radiation source in the surrounding buildings [28].

In all the surveyed locations in St. Petersburg, a strong and statistically significant ($P < 0.001$) correlation was found between ADER and A_{eff} : Spearman's correlation coefficient was 0.988, 0.991, 0.984, 1, 0.994, 0.983, and 0.968 for streets, courtyards, squares, embankments, bridges, park paths, and park lawns, respectively. This close relationship between the two variables is represented graphically in Figure 3 for individual sites (as points) and as a regression line.

The individual values of the ADER_{cor} to A_{eff} ratio had a relatively narrow variation range: from 0.52 to 0.61 (nSv/h)/(Bq/kg) (last column in Table). In our sample, the ratio can be confidently considered as the conversion coefficient from A_{eff} to ADER_{NRN} since the all 170 spectra demonstrated peaks associated only with natural radionuclides. The average CC values in different locations were virtually identical and ranged from 0.54 to 0.57 (nSv/h)/(Bq/kg). These values significantly exceed the value of 0.38 (nSv/h)/(Bq/kg), which was used by Stamat et al. [13] “to assess the dose rate of gamma radiation in open areas on the territory of populated space, taking into account the A_{eff} values in building raw materials and locally produced materials”. At the same time, our empirically derived CC values correspond very well to the value of 0.55 (nSv/h)/(Bq/kg) recently reported by Satoh and Petoussi-Henss [11] for ^{238}U (and, accordingly, ^{226}Ra) uniformly distributed in soil. It should be recalled that in the formula for calculating A_{eff} (the expression (1)), the correction factor for the ^{226}Ra AC is taken as 1.0.

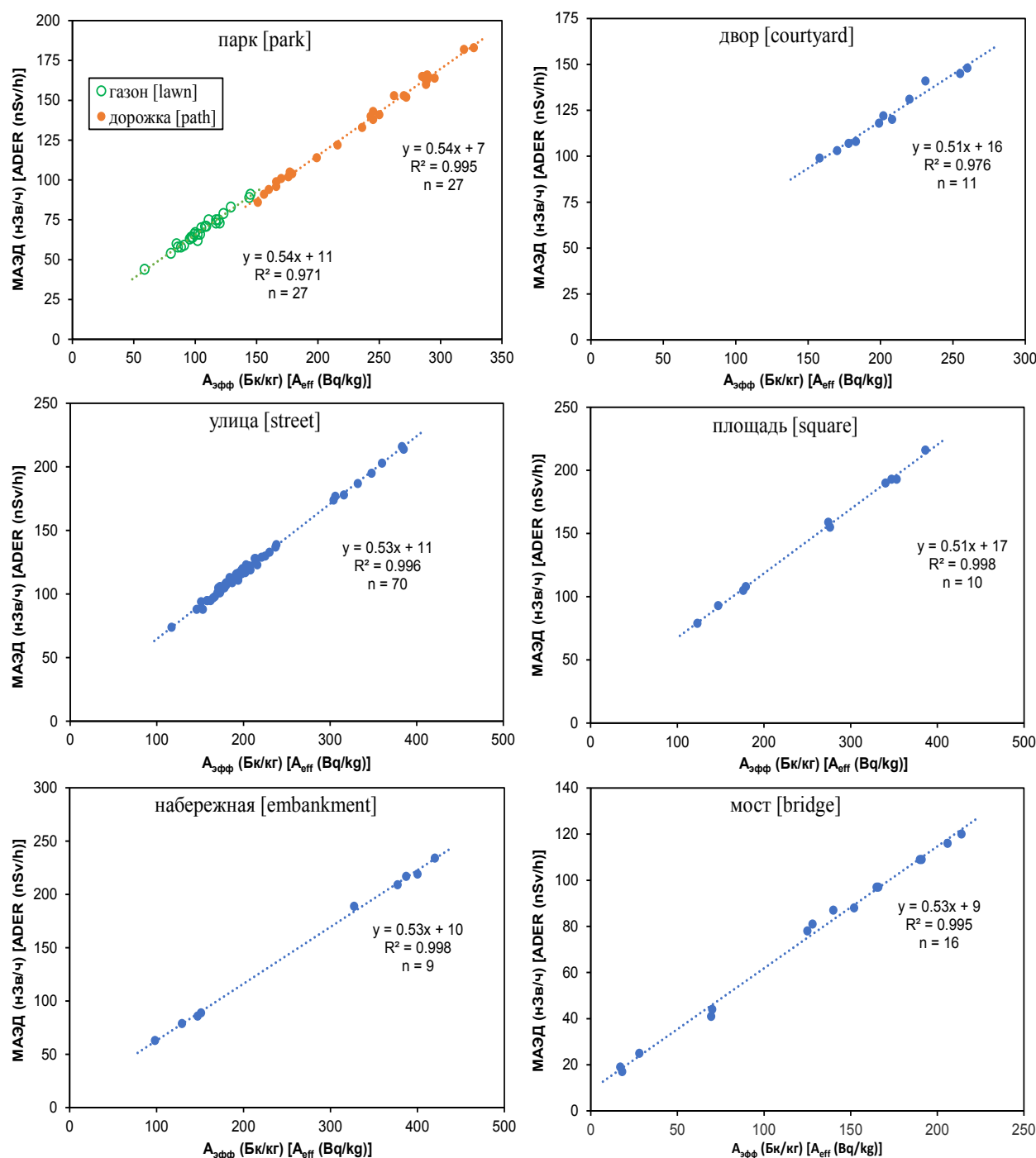


Рис. 3. Соотношение между $A_{эфф}$ и МАЭД в локации «парк» (на газоне и на пешеходной дорожке), «улица», «двор», «площадь», «набережная» и «мост» в г. Санкт-Петербург в 2017–2024 гг.

[Fig. 3.] Relationship between $A_{эфф}$ and АЭД at the location “park” (on a lawn and on a pedestrian path), “street”, “yard”, “square”, “embankment” and “bridge” in Saint Petersburg in 2017–2024

Наше исследование избирательно охватывает очень небольшую часть территории Санкт-Петербурга, поэтому полученные результаты следует рассматривать в качестве предварительной и весьма ограниченной оценки мощности дозы природного гамма-излучения в выбранных типичных локациях в данном городе. Представительная оценка МАЭД_{ГРН} в городе в целом не ставилась в качестве цели исследования. Вместе с тем число обследованных точек было достаточным для того,

This study covers a small part of the territory of Saint Petersburg, so the obtained results on АЭД_{ГРН} should be considered as a preliminary and limited assessment of the dose rate of natural gamma radiation in the typical locations in this city. A representative assessment of АЭД_{ГРН} in the city as a whole was not the goal of the study. However, the number of surveyed sites was sufficient to reveal a strong relationship between АЭД_{ГРН} and $A_{эфф}$; it was experimentally determined that

чтобы выявить устойчивую связь между МАЭД_{ПРН} и $A_{эфф}$; экспериментально установлено, что величина КП от одного параметра к другому мало варьируется внутри локации и от локации к локации. В определенной мере это объясняется тем, что для программного вычисления значений МАЭД и $A_{эфф}$ в каждой точке был использован один и тот же полевой спектр. При применении комбинации двух измерительных приборов – полевого гамма-спектрометра (измерения $A_{эфф}$) и гамма-дозиметра (измерения МАЭД) – необходимо провести дополнительные измерения для установления значений КП от одного показателя к другому.

Для вычисления МАЭД_{ПРН} (нЗв/ч) по результатам измерения $A_{эфф}$ (Бк/кг) *in situ* с использованием соответственно калиброванного (для геометрии 2π) полевого гамма-спектрометра-дозиметра следует применить простую формулу:

$$\text{МАЭД}_{\text{ПРН}} = A_{эфф} \cdot \text{КП}_i, \quad (2)$$

где КП_i – среднее значение коэффициента перехода от $A_{эфф}$ к МАЭД_{ПРН} для i -ой локации из таблицы, (нЗв/ч)/(Бк/кг).

Для вычисления значения МАЭД, обусловленного присутствием техногенного источника гамма-излучения (МАЭД_{тех}, нЗв/ч), следует использовать формулу:

$$\text{МАЭД}_{\text{тех}} = \text{МАЭД} - \text{МАЭД}_{\text{ПРН}} - \text{МАЭД}_{\text{фон}}, \quad (3)$$

где МАЭД – измеренное значение общей мощности амбиентного эквивалента дозы, нЗв/ч; МАЭД_{ПРН} – вычисленное по формуле (2) значение мощности амбиентного эквивалента дозы от ПРН, нЗв/ч; МАЭД_{фон} – суммарное значение собственного фона дозиметра и его отклика на космическое излучение, нЗв/ч.

Ранее этот алгоритм определения МАЭД_{тех} был успешно применен при выборочном обследовании сельских населенных пунктов и их ареалов в условиях загрязнения ^{137}Cs в Брянской области России и Гомельской области Беларуси [1, 2, 15, 29]. С учетом результатов настоящей работы более детальные исследования радиационной обстановки в пешеходном режиме целесообразно провести в городах Клинцы и Новозыбков, находящихся в зоне радиоактивного загрязнения в Брянской области. Потенциальным объектом для применения данной технологии может быть город Электросталь (Московская область, Россия), где в результате нештатной ситуации в 2013 г. произошло загрязнение окружающей среды ^{137}Cs [30].

Измерения полевых спектров мы проводили при размещении детектора в рюкзаке у оператора. В этом случае тело человека выступает в качестве ослабителя внешнего гамма-излучения; величина ослабления излучения зависит от роста и массы тела оператора и от характеристик источника излучения (например, его положения по отношению к оператору) [21]. Для оператора с массой тела около 70 кг и ростом 172 см соотношение между МАЭД_{ПРН}, измеренной в присутствии оператора, и таковой, измеренной при расположении детектора на треножнике на высоте 1 м над поверхностью земли или твердого покрытия, равнялось $0,88 \pm 0,02$ [15]. Эту поправку на присутствие оператора следует учитывать при сравнении результатов, полученных *in situ* с использованием классической схемы расположения детектора на треножнике и при размещении спектрометра в рюкзаке на спине у человека.

the value of CC from one parameter to another varies little within a location and from location to location. To a certain extent, this is explained by the fact that the same field spectrum was used for the software calculation of the ADER and A_{eff} values at each point. When using a combination of the two measuring devices: a field gamma spectrometer (A_{eff} measurements) and a gamma dosimeter (ADER measurements), it might be necessary to conduct additional measurements to determine values of CC from one variable to another.

To calculate ADER_{NRN} (nSv/h) based on results of A_{eff} (Bq/kg) measurements *in situ*, using a suitably calibrated (for the 2π geometry) portable gamma spectrometer, the simple formula can be applied:

$$\text{ADER}_{\text{NRN}} = A_{eff} \cdot CC_i, \quad (2)$$

where CC_i is the mean value of conversion coefficient from A_{eff} to ADER_{NRN} for the i -th location from Table, (nSv/h)/(Bq/kg).

To calculate the ADER value due to the presence of a technogenic gamma radiation source in the environment ($\text{ADER}_{\text{tech}}$, nSv/h), use the formula:

$$\text{ADER}_{\text{tech}} = \text{ADER} - \text{ADER}_{\text{NRN}} - \text{ADER}_{\text{bg}}, \quad (3)$$

where ADER is the measured value of the total ambient dose equivalent rate, nSv/h; ADER_{NRN} is the value of the ambient dose equivalent rate from NRN calculated using formula (2), nSv/h; ADER_{bg} is the total value of the dosimeter's intrinsic noise and the dosimeter response to cosmic radiation, nSv/h.

Earlier, this algorithm for determining $\text{ADER}_{\text{tech}}$ was successfully applied during selective surveys of the rural areas under conditions of ^{137}Cs contamination in the Bryansk region of Russia and the Gomel region of Belarus [1, 2, 15, 29]. Taking into account results of the present work, it is advisable to conduct more detailed studies of the radiation environment in pedestrian mode in the cities of Klinsky and Novozybkov located in the zone of radioactive contamination in the Bryansk region. A potential target for application of this mobile technology could be the city of Elektrostal (the Moscow region, Russia) where, as a result of the emergency situation in 2013, the urban space was contaminated with ^{137}Cs [30].

We measured the field spectra with the detector placed in the operator's backpack. In this case, the human body acts as an attenuator of external gamma radiation; the amount of the radiation attenuation depends on the operator's body weight and characteristics of the radiation source (e.g., its position relative to the operator) [21]. For the operator with a body weight of about 70 kg and a height of 172 cm, the ratio between the ADER_{NRN} measured in the operator's presence and that measured with the detector placed on a tripod at a height of 1 m above the ground or hard surface was 0.88 ± 0.02 [15]. The correction for the presence of the operator should be taken into account for comparison of the results obtained *in situ* using the spectrometer placement on a tripod and when placing the spectrometer in a backpack on a person's back.

Заклучение

Выполненное исследование позволило эмпирически определить численные значения коэффициента перехода от $A_{\text{эфф}}$ к МАЭД_{ГРН} в типичных локациях в городе: улица, двор, площадь, набережная, мост, парк. Установлена устойчивая связь между этими параметрами для всех локаций и слабая зависимость от геометрии измерений. Средние величины КП для этих локаций находились в узком диапазоне от 0,54 до 0,57 (нЗв/ч)/(Бк/кг). Полученные значения КП применимы в том случае, если измерения МАЭД и $A_{\text{эфф}}$ проводят одновременно *in situ* при размещении гамма-спектрометра-дозиметра в рюкзаке на спине у оператора. Результаты данного исследования могут быть использованы при проведении пешеходных обследований городов для определения вклада природных радионуклидов в суммарную МД гамма-излучения в случае радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Сведения о личном вкладе авторов в работу над статьей

Рамзаев В.П. – концептуализация, измерения, написание рукописи.

Барковский А.Н. – концептуализация, редактирование рукописи.

Информация о конфликте интересов

У авторов нет конфликтов интересов, которые следует раскрывать.

Сведения об источнике финансирования

Исследование не имело спонсорской поддержки.

Литература

1. Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Братилова А.А. Мощность амбиентного эквивалента дозы и плотность загрязнения почвы ^{137}Cs на огородах в населенных пунктах Брянской области России в 2020–2021 гг. // Радиационная гигиена. 2021. Т. 14, № 4. С. 85–95. DOI: 10.21514/1998-426X-2021-14-4-85-95.
2. Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Братилова А.А. Мощность амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs и природных радионуклидов в одноэтажных жилых домах в населенных пунктах Брянской области в 2020–2021 гг. // Радиационная гигиена. 2022. Т. 15, № 2. С. 95–107. DOI: 10.21514/1998-426X-2022-15-2-95-107.
3. Beck H.L., DeCampo J., Gogolak C. *In situ* Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry. Report HASL-258. USAEC, New York, NY: Health and Safety Laboratory, 1972.
4. Clouvas A., Xanthos S., Antonopoulos-Domis M. Extended survey of indoor and outdoor terrestrial gamma radiation in Greek urban areas by *in situ* gamma spectrometry with a portable Ge detector // Radiation Protection Dosimetry. 2001. Vol. 94, No. 3. P. 233–246. DOI: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a006495.
5. Roed J., Lange C.L., Andersson K.G. et al. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Risø-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1996.
6. Ramzaev V., Yonehara H., Hille R. et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003 // Journal of Environmental Radioactivity. 2006. Vol. 85. P. 205–227. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.04.014.
7. Zinsou M.B., Houessouvo C.R., Rabesiranana N. et al. Gamma radiation dose rate measurements in granite quarries and schools in two mountainous towns in Benin // Brazilian Journal of Radiation Sciences. 2024. Vol. 12, No. 4. P. 1–34. DOI: 10.15392/2319-0612.2024.2517.

Conclusion

The research allowed us to determine the numerical values of the conversion coefficient (CC) from A_{eff} to ADER_{NRN} in the typical urban locations: street, yard, square, embankment, bridge, and park. A stable relationship was found between the measured parameters for all locations; a weak dependence of the CC on the measurement geometry was observed. The average values of the CC for the surveyed locations were in a narrow range from 0.54 to 0.57 (nSv/h)/(Bq/kg). The obtained CC values are applicable if the ADER and A_{eff} measurements are carried out *in situ* with the gamma spectrometer-dosimeter placed in a backpack on the operator's back. Results of the study can be used when conducting walk surveys of urban areas to determine contribution of natural sources to the total dose rate of gamma radiation in the case of radioactive contamination of the environment.

Authors' personal contribution

Ramzaev V.P. – conceptualization, measurements, writing the manuscript.

Barkovsky A.N. – conceptualization, editing the manuscript.

Conflict of interests

The authors have no conflicts of interest to declare.

Sources of funding

The study had no sponsorship.

References

1. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Bratilova AA. Ambient dose equivalent rate and soil contamination density with ^{137}Cs in kitchen gardens in settlements of the Bryansk region, Russia in 2020–2021. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2021;14(4): 85–95. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2021-14-4-85-95.
2. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Bratilova AA. Ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs and natural radionuclides in one-story residential buildings in settlements of the Bryansk region in 2020–2021. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2022;15(2): 95–107. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2022-15-2-95-107.
3. Beck HL, DeCampo J, Gogolak C. *In situ* Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry. Report HASL-258, USAEC, New York, NY: Health and Safety Laboratory; 1972.
4. Clouvas A, Xanthos S, Antonopoulos-Domis M. Extended survey of indoor and outdoor terrestrial gamma radiation in Greek urban areas by *in situ* gamma spectrometry with a portable Ge detector. *Radiation Protection Dosimetry*. 2001;94(3): 233–246. DOI: 10.1093/oxfordjournals.rpd.a006495.
5. Roed J, Lange CL, Andersson KG, Prip H, Olsen S, Ramzaev V, et al. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Risø-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark; 1996.
6. Ramzaev V, Yonehara H, Hille R, Barkovsky A, Mishine A, Sahoo SK, et al. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006;85: 205–227. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2004.04.014.
7. Zinsou MB, Houessouvo CR, Rabesiranana N, Allodji RS, Medenou D, Dossou J, et al. Gamma radiation dose rate measurements in granite quarries and schools in two mountainous towns in Benin. *Brazilian Journal of Radiation Sciences*. 2024;12(4): 1–34. DOI: 10.15392/2319-0612.2024.2517.

8. Lemerrier M., Gurriaran R., Bouisset P., Cagnat X. Specific activity to $H^*(10)$ conversion coefficients for *in situ* gamma spectrometry // *Radiation Protection Dosimetry*. 2008. 128, No. 1. P. 83–89. DOI: 10.1093/rpd/ncm307.
9. Askri B., Manai K., Bouzouita A. et al. Estimation of the gamma-ray field in air from radioactive sources in the ground by numerical solution of the Boltzmann transport equation // *Radiation Protection Dosimetry*. 2023. Vol. 199, No. 7. P. 631–645. DOI: 10.1093/rpd/ncad064.
10. UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York, 2000.
11. Satoh D., Petoussi-Henss N. Dose-rate coefficients for external exposure to radionuclides uniformly distributed in soil to an infinite depth // *PLoS ONE*. 2024. Vol. 19, No. 9. P. e0310552. DOI: 10.1371/journal.pone.0310552.
12. Стамат И.П., Лисаченко Э.П. Эффективная удельная активность природных радионуклидов в средах с нарушенным радиоактивным равновесием в рядах урана и тория // *Радиационная гигиена*. 2008. Т. 1, № 1. С. 27–31.
13. Стамат И.П., Кононенко Д.В., Кормановская Т.А., Королева Н.А. Анализ сведений о дозах внешнего терригенного облучения населения Российской Федерации в коммунальных условиях // *Радиационная гигиена*. 2015. Т. 8, № 3. С. 33–48.
14. Ramzaev V., Barkovsky A., Bernhardsson C., Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors // *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017. Vol. 10, No. 1. P. 18–29. DOI: 10.21514/1998-426x-2017-10-1-18-29.
15. Ramzaev V., Bernhardsson C., Barkovsky A. et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, $H^*(10)$, from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation // *Radiation Measurements*. 2017. Vol. 107. P. 14–22. DOI: 10.1016/j.radmeas.2017.10.002.
16. Ramzaev V., Bernhardsson C., Vodovatov A. et al. Ambient dose equivalent rates of gamma radiation from natural radionuclides and ^{137}Cs at grasslands and forests in the area of the Belarusian NPP in the pre-commissioning period (2019) // *Radiation Protection Dosimetry*. 2024. Vol. 200, No. 5. P. 496–503. DOI: 10.1093/rpd/ncad016.
17. Cresswell A.J., Sanderson D.C.W., Harrold M. et al. Demonstration of lightweight gamma spectrometry systems in urban environments // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013. Vol. 124. P. 22–28. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2013.03.006.
18. De Cort M., Dubois G., Fridman Sh.D. et al. Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident. EUR Report 16733. EC, Office for Official Publications of the European Commission Communities, Luxembourg, 1998.
19. ATOMTEX. Спектрометр МКС АТ6101ДР. URL: <https://old.atomtex.com/ru/spektrometr-mks-at6101dr> (Дата обращения: 28.02.2025).
20. Nilsson J.M.C., Östlund K., Söderberg J. et al. Tests of HPGe- and scintillation-based backpack γ -radiation survey systems // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. Vol. 135. P. 54–62. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2014.03.013.
21. Buchanan E., Cresswell A.J., Seitz B., Sanderson D.C.W. Operator related attenuation effects in radiometric surveys // *Radiation Measurements*. 2016. Vol. 86. P. 24–31. DOI: 10.1016/j.radmeas.2015.12.029.
22. Andoh M., Yamamoto H., Kanno T., Saito K. Measurement of ambient dose equivalent rates by walk survey around Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant using KURAMA-II until 2016 // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2019. Vol. 210. P. 105812. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2018.09.010.
23. Poltabtim W., Musikawan S., Thumwong A. et al. Estimation of ambient dose equivalent rate distribution map using walking survey technique in Hirosaki City, Aomori, Japan // *International*
8. Lemerrier M., Gurriaran R., Bouisset P., Cagnat X. Specific activity to $H^*(10)$ conversion coefficients for *in situ* gamma spectrometry. *Radiation Protection Dosimetry*. 2008;128(1): 83–89. DOI: 10.1093/rpd/ncm307.
9. Askri B., Manai K., Bouzouita A., Zaidi E., Trabelsi A. Estimation of the gamma-ray field in air from radioactive sources in the ground by numerical solution of the Boltzmann transport equation. *Radiation Protection Dosimetry*. 2023;199(7): 631–645. DOI: 10.1093/rpd/ncad064.
10. UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York; 2000.
11. Satoh D., Petoussi-Henss N. Dose-rate coefficients for external exposure to radionuclides uniformly distributed in soil to an infinite depth. *PLoS ONE*. 2024;19(9): e0310552. DOI: 10.1371/journal.pone.0310552.
12. Stamat IP, Lisachenko EP. Effective specific activity of natural radionuclides in the NORM belonged to the ^{238}U and ^{232}Th series being in the state of disturbed radioactive equilibrium. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2008;1(1): 27–31. (In Russian).
13. Stamat IP, Kononenko DV, Kormanovskaya TA, Koroleva NA. Analysis of data of doses of external terrigenous irradiation of the Russian Federation population in municipal conditions. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2015;8(3): 33–48. (In Russian).
14. Ramzaev V, Barkovsky A, Bernhardsson C, Mattsson S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors. *Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene*. 2017;10(1): 18–29. DOI: 10.21514/1998-426x-2017-10-1-18-29.
15. Ramzaev V, Bernhardsson C, Barkovsky A, Romanovich I, Jarneborn J, Mattsson S, et al. A backpack γ -spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, $H^*(10)$, from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: the importance of operator related attenuation. *Radiation Measurements*. 2017;107: 14–22. DOI: 10.1016/j.radmeas.2017.10.002.
16. Ramzaev V, Bernhardsson C, Vodovatov A, Chipiga L, Nekrasov V, Dvornik A. Ambient dose equivalent rates of gamma radiation from natural radionuclides and ^{137}Cs at grasslands and forests in the area of the Belarusian NPP in the pre-commissioning period (2019). *Radiation Protection Dosimetry*. 2024;200(5): 496–503. DOI: 10.1093/rpd/ncad016.
17. Cresswell AJ, Sanderson DCW, Harrold M, Kirley B, Mitchell C, Weir A. Demonstration of lightweight gamma spectrometry systems in urban environments. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2013;124: 22–28. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2013.03.006.
18. De Cort M, Dubois G, Fridman ShD, Germenchuk MG, Izrael YuA, Janssens A, et al. Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident. EUR Report 16733. EC, Office for Official Publications of the European Commission Communities, Luxembourg; 1998.
19. ATOMTEX. Spectrometer AT6101DR. Available on: <https://old.atomtex.com/en/at6101dr-spectrometer> (Accessed 28 February 2025).
20. Nilsson JMC, Östlund K, Söderberg J, Mattsson S, Rääf C. Tests of HPGe- and scintillation-based backpack γ -radiation survey systems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014;135: 54–62. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2014.03.013.
21. Buchanan E, Cresswell AJ, Seitz B, Sanderson DCW. Operator related attenuation effects in radiometric surveys. *Radiation Measurements*. 2016;86: 24–31. DOI: 10.1016/j.radmeas.2015.12.029.
22. Andoh M, Yamamoto H, Kanno T, Saito K. Measurement of ambient dose equivalent rates by walk survey around Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant using KURAMA-II

- Journal of Environmental Research and Public Health. 2023. Vol. 20, No. 3. P. 2657. DOI: 10.3390/ijerph20032657.
24. Altfelder S., Preugschat B., Matos M. et al. Upscaling ground-based backpack gamma-ray spectrometry to spatial resolution of UAV-based gamma-ray spectrometry for system validation // Journal of Environmental Radioactivity. 2024. Vol. 273. P. 107382. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2024.107382.
 25. Nowak K., Solecki A. Factors affecting background gamma radiation in the urban space // Journal of Elementology. 2015. Vol. 20, No. 3. P. 653–665. DOI: 10.5601/jelem.2014.19.4.755.
 26. Nowak K. Natural background gamma radiation in the urban space of Walbrzych. Proceedings of ECOpole. 2016. Vol. 10, No. 1. P. 47–56. DOI: 10.2429/proc.2016.10(1)006.
 27. Чубирко М.И., Клепиков О.В., Куролап С.А. и др. Оценка мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на открытой местности территории города Воронежа // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12, № 4. С. 66–71. DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-4-66-71.
 28. Medeiros F.H.M., Yoshimura E.M. Influence of soil and buildings on outdoor gamma dose rates in Sao Paulo, Brazil // Health Physics. 2005. Vol. 88, No. 1. P. 65–70. DOI: 10.1097/01.hp.0000142499.92778.76.
 29. Ramzaev V., Bernhardsson C., Dvornik A. et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on *in situ* and *ex situ* assessments in 2016–2018 // Journal of Environmental Radioactivity. 2020. Vol. 214–215. P. 106168. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2020.106168.
 30. Библин А.М., Ахматдинов Р.Р., Варфоломеева К.В., Репин Л.В. Проблемы риск-коммуникации по вопросам радиационной безопасности: анализ материалов в сети интернет после радиационной аварии на Электростальском заводе тяжелого машиностроения // Радиационная гигиена. 2018. Т. 11, № 1. С. 43–52. DOI: 10.21514/1998-426X-2018-11-1-43-52.
 - until 2016. Journal of Environmental Radioactivity. 2019;210: 105812. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2018.09.010.
 23. Poltabtim W, Musikawan S, Thumwong A, Omori Y, Kranrod C, Hosoda M, et al. Estimation of ambient dose equivalent rate distribution map using walking survey technique in Hirosaki City, Aomori, Japan. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2023;20(3): 2657. DOI: 10.3390/ijerph20032657.
 24. Altfelder S, Preugschat B, Matos M, Kandzia F, Wiens B, Eshmuradov O, et al. Upscaling ground-based backpack gamma-ray spectrometry to spatial resolution of UAV-based gamma-ray spectrometry for system validation. Journal of Environmental Radioactivity. 2024;273: 107382. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2024.107382.
 25. Nowak K, Solecki A. Factors affecting background gamma radiation in the urban space. Journal of Elementology. 2015;20(3): 653–665. DOI: 10.5601/jelem.2014.19.4.755.
 26. Nowak K. Natural background gamma radiation in the urban space of Walbrzych. Proceedings of ECOpole. 2016;10(1): 47–56. DOI: 10.2429/proc.2016.10(1)006.
 27. Chubirko MI, Klepikov OV, Kurolap SA, Kuzmichev MK, Studenikina EM. Estimation of the equivalent dose rate of gamma radiation in the open territory of the city of Voronezh. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2019;12(4): 66–71. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-4-66-71.
 28. Medeiros FHM, Yoshimura EM. Influence of soil and buildings on outdoor gamma dose rates in Sao Paulo, Brazil. Health Physics. 2005;88(1): 65–70. DOI: 10.1097/01.hp.0000142499.92778.76.
 29. Ramzaev V, Bernhardsson C, Dvornik A, Barkovsky A, Vodovatov A, Jönsson M, et al. Calculation of the effective external dose rate to a person staying in the resettlement zone of the Vetka district of the Gomel region of Belarus based on *in situ* and *ex situ* assessments in 2016–2018. Journal of Environmental Radioactivity. 2020;214–215: 106168. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2020.106168.
 30. Biblin AM, Akhmatdinov RR, Varfolomeeva KV, Repin LV. Problems of risk communication on radiation safety. analysis of materials on the internet after the 2013 radiation accident at the Electrostal heavy engineering works. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2018;11(1): 43–52. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2018-11-1-43-52.

Поступила: 02.03.2025

Received: March 02, 2025

Рамзаев Валерий Павлович – кандидат медицинских наук, ведущий научный сотрудник лаборатории внешнего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Барковский Анатолий Николаевич – руководитель Федерального радиологического центра, главный научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Измерение эффективной удельной активности природных радионуклидов *in situ* для оценки мощности амбиентного эквивалента дозы в городской среде // Радиационная гигиена. 2025. Т. 18, № 2. С. 109–121. DOI: 10.21514/1998-426X-2025-18-2-109-121

For correspondence: Valery P. Ramzaev – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher of the Laboratory of External Exposure, Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing (Mira Str., 8, Saint Petersburg, 197101, Russia; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru)

Anatoly N. Barkovsky – Head of the Federal Radiological Centre, Saint Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Wellbeing, Saint Petersburg, Russia

For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. Measurement of effective activity concentration of natural radionuclides *in situ* for assessment of ambient dose equivalent rate in urban environments. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene. 2025. Vol. 18, No 2. P. 109–121. DOI: 10.21514/1998-426X-2025-18-2-109-121