

новке этой задачи, можно осуществить раздельно для пространственной и временной обработки, соизмеримой с длительностью импульса. Поэтому возникает необходимость поиска новых путей повышения эффективности лазерного локатора со сверхкоротким импульсом.

Библиографический список

1. Кутаев Ю. Ф. Сравнение локаторов по критерию энергетической эффективности // *Оптический журнал*. – 1994. – №3.
2. Матвеев И. Н., Протопопов В. В., Троицкий И. Н., Устинов Н. Д. *Лазерная локация*. -М.: Машиностроение. – 1984.
3. Гудмен Дж. *Введение в фурье оптику*.– М.: Мир, 1970.
4. Устинов Н. Д., Матвеев И.Н., Протопопов И.В. *Методы обработки оптических полей в лазерной локации* – М : Наука. – 1983
5. Шостко С. Н., Травин Г. А. Особенности рассеяния когерентных оптических волн на кривой шероховатой поверхности// *Оптика и спектроскопия*. – 1968, т. XXV.
6. Рытов С. М., Кравцов Ю. А., Татарский В.И. *Введение в статистическую радиофизику. Ч.2*. – М.: Наука, 1978.
7. Травин Г. А. Проблема получения некоординатной информации о баллистических и космических объектах лазерными локаторами с многопозиционным зондированием и приемом сигналов Докторская дисс. – Харьков: ВИРТА, 1980.

УДК 621.039

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ БЕЛГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ

В.И. Витько, Г.Д.Коваленко

г. Харьков, Украинский НИИ экологических проблем

Н.В. Камышанченко, В.М. Никитин, Н.А. Чеканов

г. Белгород, Белгородский государственный университет

Введение. В настоящее время радиоэкологии уделяется повышенное внимание - не в последнюю очередь это вызвано аварией на ЧАЭС и последующим загрязнением большой территории нынешней Российской Федерации. Одним из важнейших параметров, характеризующих окружающую среду, является загрязнение ее радионуклидами и мощность дозы внешнего гамма-излучения.

В результате аварии на Чернобыльской АЭС значительная часть Европейской территории СССР оказалась загрязненной радионуклидами. Основным радионуклидом, который играет наибольшую роль для формирования коллективной дозы и дозы всего тела, является цезий-137 [1].

По данным самолетных измерений, перенос радионуклидов в приземном слое воздуха с 27 по 29 апреля 1986 года проходил в северном и северо-восточном направлениях от

Чернобыля. В дальнейшем, вплоть до 7-8 мая 1986 г., значительный перенос продолжался преимущественно в южном направлении, обусловив радиоактивные выпадения в южном направлении [2].

Белгородская область попала в зону выпадений радиоактивных выбросов и оказалась в той или иной степени загрязненной искусственными радионуклидами – продуктами деления ядер урана.

Кроме искусственных радионуклидов на территории области присутствуют естественные радионуклиды. Содержание урана в почвах, типичных для Белгородской области, колеблется в диапазоне от $3,5 \cdot 10^{-5}$ до $252 \cdot 10^{-5}$ % г/г почвы. По отдельным оценкам (в районе выхода гранитов, в районе урановых месторождений), содержание урана в почве может достигать более высоких значений [3].

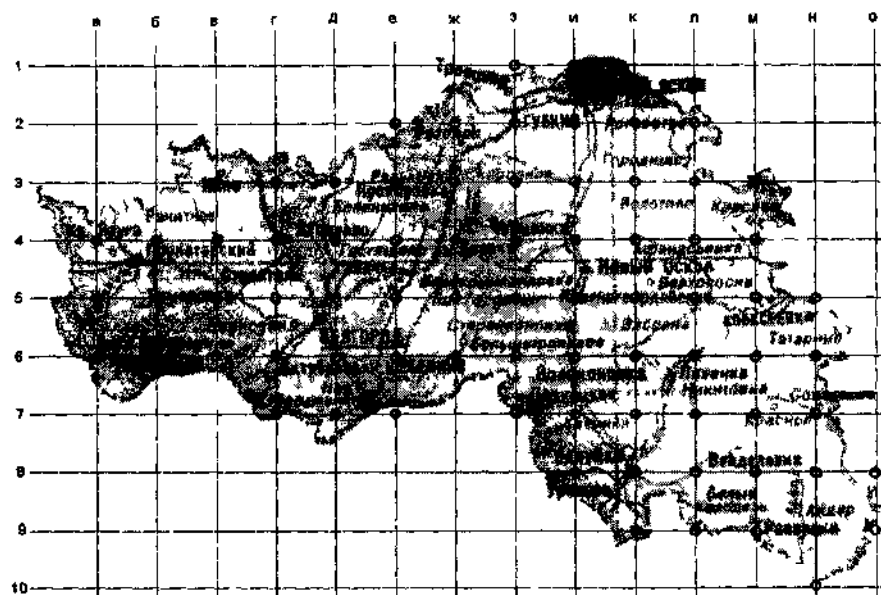


Рис 1 Расчетные точки измерений и отбора проб

В настоящей работе изложены результаты радиационных исследований почвы и воздуха на территории Белгородской области.

1. Методика измерений. Измерения на территории Белгородской области проводили в узлах равномерной пространственной сетки размером 20*20 км весной и летом 2001 года в ходе двух экспедиций.

Расчетные точки отбора проб и проведения измерений гамма-фона в Белгородской области приведены на рис. 1

Максимальное отклонение узлов реальной сетки от идеальной геометрической не превышало 5 км при среднем значении 2 км.

Мощность эквивалентной дозы в воздухе на высоте 1 м и на поверхности почвы (0 м) измеряли дозиметрами ДБГ-01Н. По паспортным данным, эти дозиметры измеряют мощность полевой эквивалентной дозы фотонного ионизирующего излучения, начиная с уровня 0,1 мкЗв/ч, в диапазоне энергий от 0,05 до 3 МэВ. В каждой точке измерения проводили 5 раз, с последующим усреднением. Предел допускаемой относительной погрешности в этом случае $\pm 30\%$. Все использованные дозиметры поверены на образцовой поверочной гамма-установке 2 разряда "Эталон-1Н".

Для определения содержания цезия-137 и естественных радионуклидов уранового и ториевого радиоактивных рядов в почве отбор образцов проводился на непаханых участках земли. Образцы почвы отбирались в форме куба с размерами 15 см.

За время, прошедшее после аварии на ЧАЭС, глубина проникновения "чернобыльского" Cs-137 не должна превышать 15 см [4, 5]. Поэтому, если отобрать пробу до глубины 30 см (обычная глубина вспашки), то удельная активность Cs-137 в этой пробе должна быть примерно вдвое меньше. Для проверки этого предположения в одной из точек была отобрана проба глубиной 30 см на поле, которое регулярно перепахивается. А другая проба – с непаханой почвы глубиной 15 см. Расстояние между этими точками отбора примерно 40 м. Удельная активность Cs-137 в пробе почвы, взятой на паханом участке, равна 75,1 Бк/кг, а в пробе почвы, взятой на непаханом участке – 155 Бк/кг, что с точностью до ошибок измерений вдвое больше. На основании этих данных мы делаем вывод, что в верхнем слое непаханой почвы глубиной 15 см содержится весь "чернобыльский" Cs-137.

Исследования активности проб выполнялись в соответствии с методическими документами [6, 7].

Технология подготовки почвы к измерениям заключалась в следующем:

- проба помещалась в поддон, разминались крупные комки, удалялись корни растений и посторонние включения;
- в течение 24 часов проба выдерживалась в сушильном шкафу при температуре 60°C ;
- высушенная до воздушно-сухого состояния проба измельчалась в порошкообразное состояние (фракция 0,25 мм) на пробоподготовителе ПРГ-01Т;
- измельченная проба просеивалась через сито на полиэтиленовый лист, тщательно перемешивалась и сокращалась методом квартования до нужного количества с учетом геометрии измерения;
- аликвота пробы помещалась в предварительно взвешенную измерительную емкость (сосуд Маринелли $V=1$ л), объем заполнения соответствовал номинальному значению с погрешностью не более 10%, после чего проводилось взвешивание;
- взвешивание пустой и заполненной измерительной емкости проводилось с погрешностью не более 2 % при $\rho=0,95$;
- масса счетного образца почвы составляла $0,8 \pm 1,2$ кг;
- подготовленные пробы герметизировались и оставлялись на срок до 14 дней.

Исследование радионуклидного состава почвы проводилось на двух гамма-спектрометрических установках, состоящих из полупроводникового детектора ДГДК-180В (100В), однопланного анализатора спектра и ПЭВМ типа IBM-486 DX2.

Гамма-спектрометрические установки аттестованы в ГНПО "Метрология" – свидетельство № 71 и 72 от 21.02.01 г. Относительная погрешность измерения при $\rho = 0,95$ не более 20%.

Гамма-спектрометры калибровались на объемном источнике ОИСН № 423/2659-1, содержащем ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K с плотностью наполнителя $1,4 \text{ г/см}^3$ и на образцовых источ-

никах из комплекта ОСГИ № 782. Калибровочный и образцовые источники аттестованы в ГНПО "Метрология" – свидетельства № 547, 548, 549 от 10.09.99 г.

Для управления спектрометром и обработки спектров использовалось программное обеспечение АК-1, разработанное НПП "АКП".

Время экспозиции проб определялось их активностью, требуемой достоверностью результатов измерений и составляло не менее 2 часов. Идентификация радионуклидов и определение парциальных удельных активностей проводилось по наиболее информативным гамма-линиям:

^{40}K – по линии 1461,75 кэВ;

^{226}Ra – по линиям дочерних продуктов распада ^{214}Bi и ^{214}Pb (352 кэВ, 609 кэВ, 1120 кэВ, 1765 кэВ);

^{232}Th – по линиям дочерних продуктов распада ^{228}Ac и ^{208}Tl (911 кэВ, 968 кэВ, 2615 кэВ);

^{137}Cs – по линии 661,7 кэВ.

В исследуемых спектрах проб почвы были обнаружены пики полного поглощения естественных радионуклидов уранового (^{238}U) и ториевого (^{232}Th) рядов и ^{40}K , а также техногенного ^{137}Cs .

2. Мощность дозы гамма-излучения. Измерения мощностей доз на высоте 1 м дали величины, лежащие в диапазоне от 0,084 до 0,164 мкЗв/ч, а аналогичные измерения на поверхности почвы дали значения в диапазоне 0,082-0,16 мкЗв/ч.

Гистограммы, показывающие характер распределения мощностей доз в области, приведены на рис. 2, 3. На рис. 2 показано распределение в области мощностей доз на высоте 1 м, на рис. 3 – на поверхности почвы ($h=0$ м). На этих рисунках по оси абсцисс отложена величина мощности дозы (\dot{H}), причем она разделена на равные интервалы шириной 0,01 мкЗв/ч, а по оси ординат отложено количество измерений $N(\dot{H})$, попавших в данный интервал (частота появления в ходе измерений данной величины мощности до-

зы). Всего в ходе двух экспедиций проведены измерения в 77 точках.

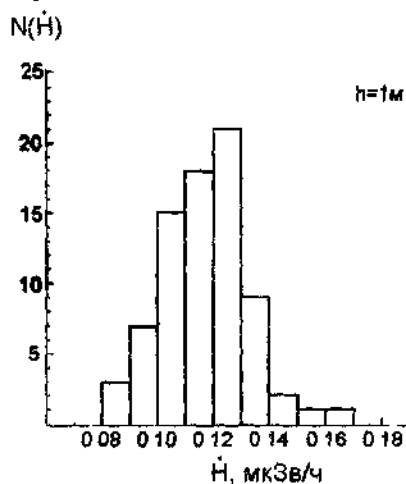


Рис 2 Частотное распределение мощности дозы на высоте 1 м в Белгородской области

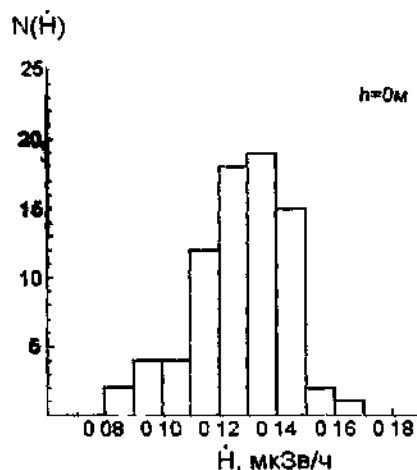


Рис 3 Частотное распределение мощности дозы на высоте 0 м в Белгородской области

Среднее по области значение мощности эквивалентной дозы на высоте 1 м равно $0,117 \pm 0,004$ мкЗв/ч. На поверхности почвы среднее по области значение эквивалентной дозы равно $0,127 \pm 0,004$ мкЗв/ч. В целом, значения лежат в пределах естественного радиационного фона. Среднее значение мощности дозы на поверхности почвы немного выше, чем на высоте 1 м, что объясняется влиянием радионуклидов, содержащихся в верхнем слое почвы и подстилающих породах. В районах Белгородской области, где преобладают осадочные породы под слоем почвы (меловые отложения), наблюдаются низкие удельные активности естественных радионуклидов,

поэтому полученная разность между измерениями на высоте 1 м и на поверхности почвы относительно невелика.

Пространственные характеристики распределения уровней мощностей доз по области получены при обработке данных на ЭВМ. В процессе обработки строились изолинии (линии равного уровня) для функции мощности дозы, зависящей от двух пространственных координат, начиная со средней величины. Таким образом, приведены пространственные распределения лишь в областях, где уровни мощностей доз выше средних или совпадают с ними. Все величины измерялись лишь в узлах пространственной сетки размером ячейки 20 км, а в промежутках значение функции находилось сплайн-интерполяцией по узловым точкам.

Распределение мощности дозы (выше средних значений) на высоте 1 м по территории области показано на рис. 4. Здесь в масштабе показана Белгородская область (граница очерчена двойной линией). Отмечены наиболее крупные города области. Сплошными линиями с цифрами в разрывах изображены изолинии мощностей эквивалентных доз. Линии с цифрами 1, 2, ... отображают уровни мощностей доз 0,12, 0,125; 0,13... мкЗв/ч, соответственно.

Естественный фон на территории бывшего СССР создает мощность эквивалентной дозы, находящейся в пределах 0,05-0,2 мкЗв/ч [8]. Таким образом, все измеренные значения мощности дозы лежат в пределах естественного фона.

Распределение мощностей доз в Белгородской области на поверхности почвы показано на рис. 5. Здесь показаны изолинии мощностей доз, такие же, как и на рис. 4. Изолинии построены, начиная с уровня 0,125 мкЗв/ч, среднего значения. Изолинии с цифрами 1, 2, 3, .. соответствуют мощностям доз 0,125; 0,130; 0,135;... мкЗв/ч.

На рис. 4, 5 видно, что в районах, расположенных в восточной и северо-западной частях Белгородской области, мощность дозы гамма-излучения на высоте 1 м и на поверхности почвы немного выше среднего уровня.

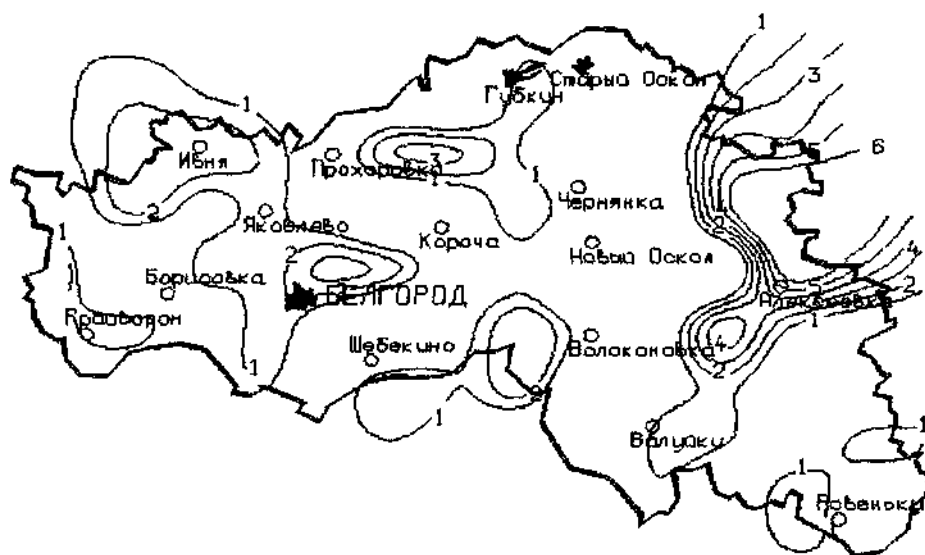


Рис 4 Распределение мощности дозы по территории Белгородской области на высоте 1 м
(1 – 0,12, 2 – 0,125, 3 – 0,13 мкЗв/ч)

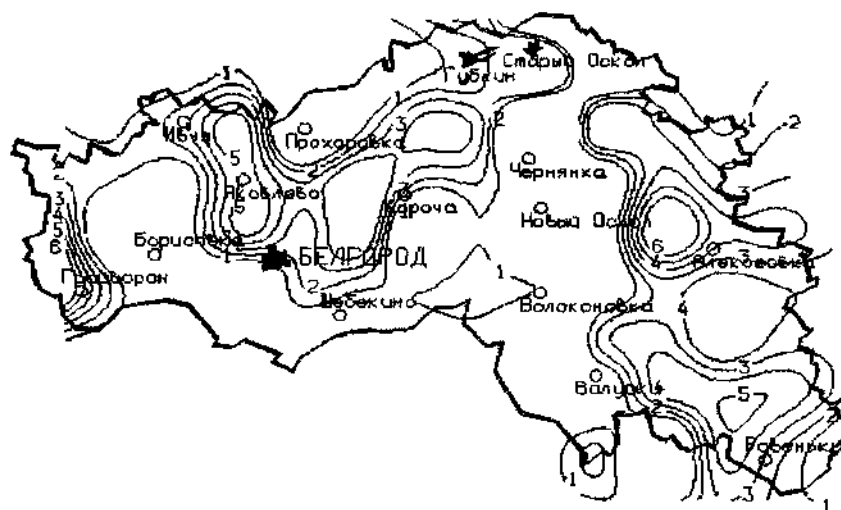


Рис 5 Распределение мощности дозы по территории Белгородской области на поверхности почвы
(1 – 0,125, 2 – 0,13, 3 – 0,135 мкЗв/ч)

3. Загрязнение почвы. 31 Цезий-137
Результаты измерений удельной активности радионуклида Cs-137 в почвах области дали большой разброс значений от 5 до 271 Бк/кг при средней величине 90,3 Бк/кг. Как следует из приведенных данных, максимальное значение более чем в 50 раз превосходит минимальное. Это указывает на то, что выпадения на территории области носили весьма неравномерный характер.

Гистограмма, показывающая характер распределения удельной активности в облас-

ти, приведена на рис. 6. На этом рисунке по оси абсцисс отложена величина удельной активности A_m , причем она разделена на равные интервалы шириной 20 Бк/кг, а по оси ординат отложено количество измерений $N(A_m)$, попавших в данный интервал (частота появления в ходе измерений данной величины мощности дозы). Если распределение на рис. 2, 3 можно хорошо описать нормальным законом, то распределение на рис. 6 лучше описывается логнормальным законом. Отметим наличие в области участков с отно-

нительно малой загрязненностью Cs-137 (два левые столбика на гистограмме).

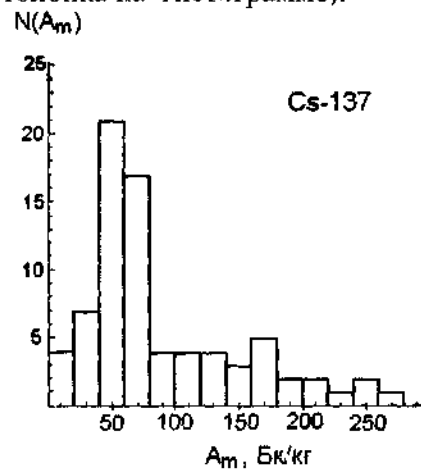


Рис. 6. Частотное распределение удельной активности радионуклида Cs-137 в почве Белгородской области.

Источник поступления радионуклида Cs-137 – деятельность человека. Этот радионуклид является продуктом деления ядер урана и плутония при ядерных взрывах или работы ядерных реакторов. В почву он поступает за счет атмосферных выпадений. Поэтому загрязнение почвы этим радионуклидом можно характеризовать в терминах активности, выпавшей на поверхность земли.

Если считать, что удельная активность радионуклида Cs-137 распределена по глубине почвы h в виде зависимости $A_m(h)$ и вся эта активность обусловлена только выпадениями на поверхность, то связь полной активности, выпавшей на поверхность, A_s с удельной A_m определяется формулой:

$$A_s = \rho \cdot \int_0^H A_m(h) \cdot dh = \rho \cdot H \cdot \overline{A_m}, \quad (1)$$

где:

ρ – плотность почвы;

H – максимальная глубина проникновения радионуклида Cs-137 в почву;

$\overline{A_m}$ – средняя удельная активность в слое почвы глубиной H (это то, что мы измеряли).

Выше, в разд. 1, мы показали, что с хорошей точностью можно принять $H=15$ см.

Далее пространственное загрязнение почвы радионуклидом Cs-137 будем анализировать в терминах выпадений на поверхность

A_s . Значения выпадений на поверхность почвы Белгородской области радионуклида Cs-137 лежат в диапазоне от 0,11 до 6,1 Бк/см² при среднем значении 2,0 Бк/см². Необходимо учитывать, что за время, прошедшее после Чернобыльской аварии (1986 г.), часть радионуклидов успела распасться, поэтому для приведения выпадений активности ко времени аварии указанные цифры необходимо увеличить в 1,4 раза. Так как в литературе встречаются данные по выпадениям, выраженные в единицах Ки/км², то напомним, что 3,7 Бк/см² = 1 Ки/км². Поэтому сразу после Чернобыльской аварии в Белгородской области некоторые участки территории имели загрязнение до 2,3 Ки/км² по радионуклиду Cs-137.

Пространственное распределение участков почв с величиной загрязнения равной 1 Бк/см² и выше приведено на рис. 7. Изолинии с цифрами 1, 2, 3... в разрывах отображают уровни загрязнения 1, 2, 3... Бк/см² соответственно.

Отметим наличие относительно большого загрязнения почвы вблизи городов Губкина, Алексеевки и Ровеньков.

Загрязнение почвы радионуклидом Cs-137 в основном обусловлено как вкладом от стратосферных выпадений продуктов ядерных взрывов, так и результатом выпадений выбросов из 4-ого блока Чернобыльской АЭС. К 1974 г. методом самолетной съемки была составлена карта загрязнения территории СССР изотопом Cs-137. Пространственная точность измерений характеризуется межмаршрутными расстояниями, равными 50-200 км. Учитывая, что к 1986 г. уровень загрязнения должен быть ниже на 25%, получаем приближенную оценку для загрязнения почвы Белгородской области до Чернобыльской аварии, равную 0,21 Бк/см² [8]. По данным для близлежащих областей, имеем: вблизи Курской АЭС загрязнение почвы изотопом Cs-137 равно 0,27 Бк/см² в 1978 г. и вблизи Нововоронежской АЭС – 0,26 Бк/см² в 1980г. [9]. Среднее значение из трех приведенных цифр с учетом распада равно 0,22

Бк/см². Эту величину можно считать средним загрязнением почвы радионуклидом Cs-137 Белгородской области до Чернобыльской аварии. Пересчитаем значение средней загрязненности почвы области на 1986 г. (учитываем радиоактивный распад) и получим, что это значение равно 2,8 Бк/см². Сравнивая загрязненность почвы области до и сразу после Чернобыльской аварии, получаем, что в результате аварии на Чернобыльской АЭС средняя загрязненность почвы Белгородской области увеличилась в 12,7 раза. В настоящее время средняя загрязненность почвы превосходит такую же величину до Чернобыльской аварии в 9,1 раз. Отметим, что, по данным работы [10], загрязненность почв соседней Харьковской области в 1991 г. была в 3,8 раз выше, чем до Чернобыльской аварии.

Отметим, что все приведенные данные отражают сильно усредненную по территории области картину ввиду большого расстояния между точками отбора проб. Загрязнение территории может сильно меняться на малых расстояниях, поэтому полученная нами усредненная картина может рассматриваться как некоторое приближение.

Часть схемы Калужско-Тульской-Орловской зоны радиоактивного загрязнения радионуклидом цезий-137 в 1986 г. после аварии на Чернобыльской АЭС приведена на рис. 8. Из общей схемы выбрана территория Белгородской области. Изолиниями с цифрой 1 показаны участки с загрязнением 1 Ки/км². Сравнивая рис. 7 и 8, видим, что участки с максимальным загрязнением в 1986 г. и в 2001 г. одни и те же, и расположены на востоке области.

3.2 Радий-226 Кроме искусственных радионуклидов на территории области присутствуют естественные радионуклиды, члены радиоактивных семейств и К-40. Особенно их много в районе выхода кристаллических пород и в районе залежей урана. Активность радионуклидов в почвах определяется, главным образом, радиоактивностью подстилающих почвообразующих пород и характером почвообразования.

Одним из членов радиоактивного семейства U-238 является Ra-226, наличие которого в почвах региона является указателем на наличие там же и других радионуклидов этого семейства. Радиоактивные семейства U-238, Th-232 и радионуклид К-40 дают основную дозу внешнего облучения человека от естественных источников.

Результаты измерений удельной активности радионуклида Ra-226 в почвах области лежат в диапазоне от 0 до 52 Бк/кг при среднем значении 12,2 Бк/кг.

Разброс значений соответствует наличию в области разных почв.

Пространственное распределение участков почв с величиной удельной активности радионуклида Ra-226, равной 25 Бк/кг и выше приведено на рис. 11. Изолинии с цифрами 1, 2, 3... в разрывах отображают удельные активности 25, 30, 35,... Бк/кг соответственно.

Как следует из приведенных на рис. 9 данных, заметные величины удельных активностей радионуклида Ra-226 выявлены, видимо, в местах выхода к поверхности кристаллических пород, которые, как правило, имеют заметные удельные активности радионуклидов уранового семейства. Отметим наличие относительно больших удельных активностей Ra-226 вблизи г. Яковлево, в районе г. Валуйки, к юго-западу от городов Белгорода и Шебекино, а также к северо-востоку от г. Новый Оскол.

По данным работы [11], содержание Ra-226 в почвах колеблется в диапазоне 3,8–690 Бк/кг. Наиболее бедны Ra-226 песчаные почвы, а наиболее богаты им глинистые.

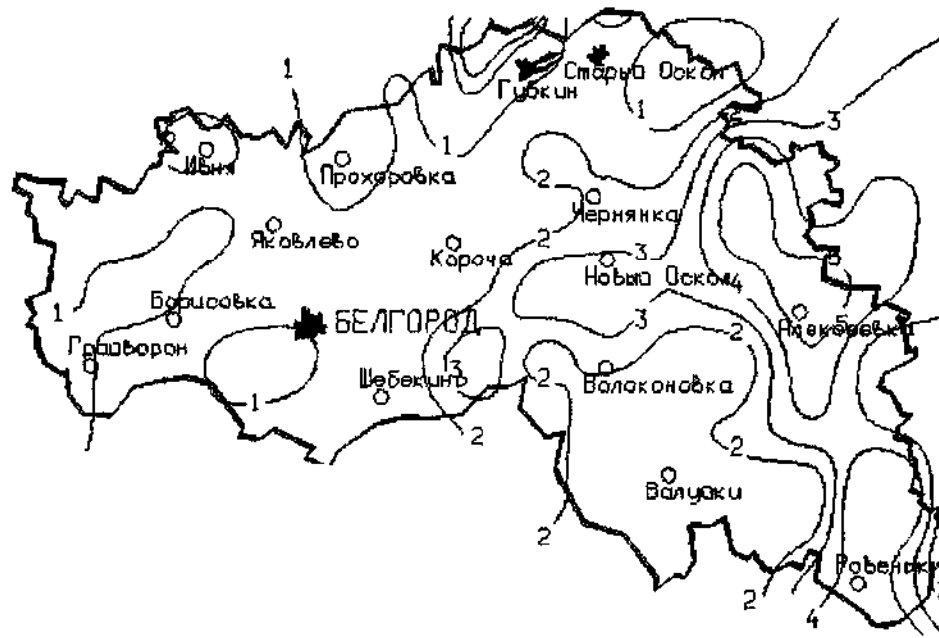
Ra-226 может служить индикатором наличия в почвах радионуклидов радиоактивного семейства U-238. Но так как Ra-226 образует растворимые соединения, которые легко переносятся почвенными водами, то обычно в почвах не наблюдается радиоактивного равновесия U-238 и Ra-226. Хотя в черноземных почвах средняя активность U-238 примерно 21 Бк/кг [12], что близко к средней удельной активности Ra-226 в почвах Белгородской области.

Таким образом, по нашим данным, средняя удельная активность Ra-226 в почвах Белгородской области находится вблизи нижней границы среднемировых значений.

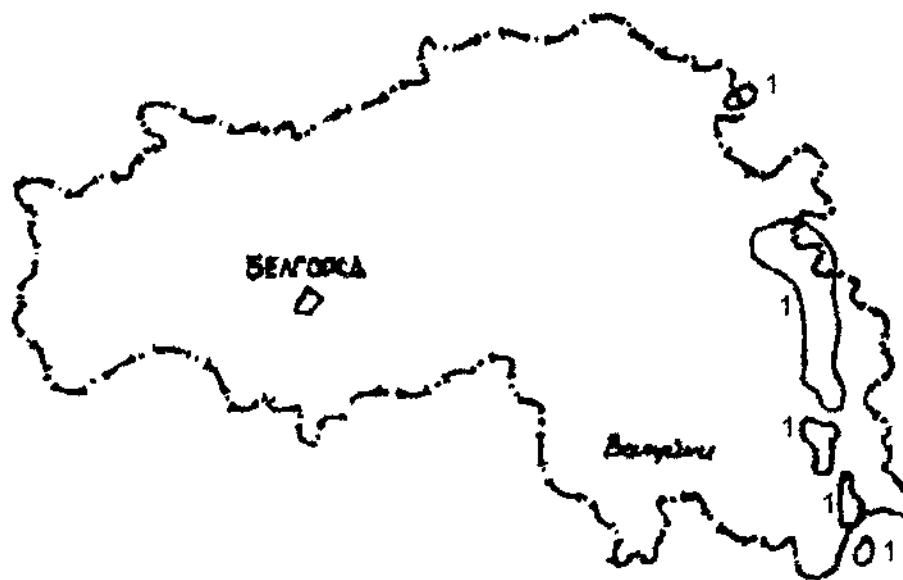
3.3. *Торий-232*. Th-232 является родоначальником радиоактивного семейства, наличие которого в почвах региона является указателем на наличие там же и других радионуклидов этого семейства.

Результаты измерений удельной активности радионуклида Th-232 в почвах области лежат в диапазоне от 2,5 до 46,3 Бк/кг при среднем значении 24,2 Бк/кг. Разброс значений соответствует наличию в области разных почв.

Результаты измерений удельной активности радионуклида Th-232 в почвах области лежат в диапазоне от 2,5 до 46,3 Бк/кг при среднем значении 24,2 Бк/кг. Разброс значений соответствует наличию в области разных почв.



Р и с. 7. Загрязнение территории Белгородской области радионуклидом цезий-137 (1-1, 2-2, 3-3, ... Бк/см²).



Р и с. 8. Часть схемы Калужско-Тульской-Орловской зоны радиоактивного загрязнения радионуклидом цезий-137 (1 – участки с загрязнением 1 Ки/км²).

Пространственное распределение участков почв с величиной удельной активности радионуклида Th-232, равной 30 Бк/кг и выше, приведено на рис. 10. Изолинии с цифрами 1, 2, 3... в разрывах отображают удельные активности 30, 35, 40, ...Бк/кг соответственно.

Как следует из приведенных на рис. 10 данных, относительно заметные величины удельных активностей радионуклида Th-232 выявлены в некоторых районах области. Отметим наличие относительно больших удельных активностей Th-232 вблизи г. Новый Оскол, между городами Короча и Прохоровка, к юго-западу от г. Алексеевка и в ряде других районов.

Согласно данным работы [13], средняя удельная активность Th-232 в почвах земного шара равна 25 Бк/кг. В черноземных почвах средняя удельная активность Th-232 равна 36 Бк/кг [12], что несколько выше средней активности его в почвах Белгородской области.

3.4 Калий-40. К-40 – радионуклид естественного происхождения, который дает заметный вклад во внешнее облучение человека. Его удельные активности в почвах, как правило, на порядок выше, чем объемные активности элементов уранового и ториевого радиоактивных семейств.

Результаты измерений удельной активности радионуклида К-40 в почвах области ле-

жат в диапазоне от 18,5 до 633 Бк/кг при среднем значении 366 Бк/кг. Малые значения, полученные при измерениях, видимо, обусловлены наличием меловых отложений.

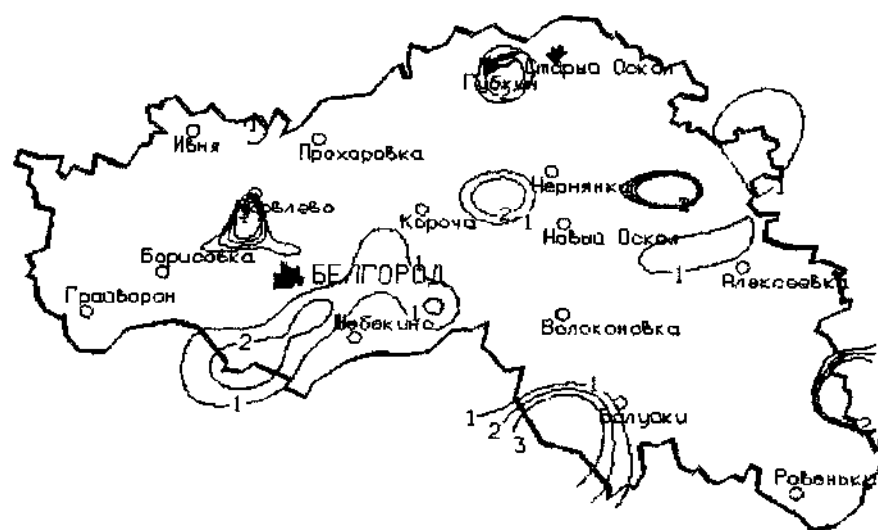
Пространственное распределение участков почв с величиной удельной активности радионуклида К-40, равной 400 Бк/кг и выше, приведено на рис. 11. Изолинии с цифрами 1, 2, 3... в разрывах отображают удельные активности 400, 450, 500,...Бк/кг соответственно.

Относительно заметные величины удельных активностей радионуклида К-40 выявлены в западной части области, см. рис.11. Небольшие участки с относительно высоким содержанием К-40 в почвах находятся вблизи городов Алексеевка, Ровеньки и Валуйки.

Средняя удельная активность К-40 в черноземных почвах равна 410 Бк/кг [12], что близко к его средней удельной активности в почвах Белгородской области.

Заключение. Таким образом, в настоящей работе проведено исследование радиологического состояния окружающей среды в Белгородской области.

Измерения на территории Белгородской области проводили в узлах равномерной пространственной сетки размером 20×20 км весной и летом 2001 г. в ходе двух экспедиций.



Р и с. 9. Распределение удельных активностей радионуклида Ra-226 в почвах Белгородской области (1 – 25; 2 – 30, 3 – 35 .. Бк/кг).

Измерены величины активностей естественных и искусственных радионуклидов в почве и фоновые значения гамма-излучения на высоте 1 м и на поверхности почвы (0 м).

Получены средние значения измеренных величин и выявлены районы на территории Белгородской области, в которых те или иные величины превышают средние по области.

В целом полученные результаты объективно отражают радиозэкологическую ситуа-

цию в области. Однако их следует считать предварительными по следующим причинам.

1. В соответствии с принятой методологией проведения исследований при разработке сетки, в узлах которой были проведены измерения, специально исключены административные и хозяйственные центры, в частности, окрестности горно-обогатительных комбинатов

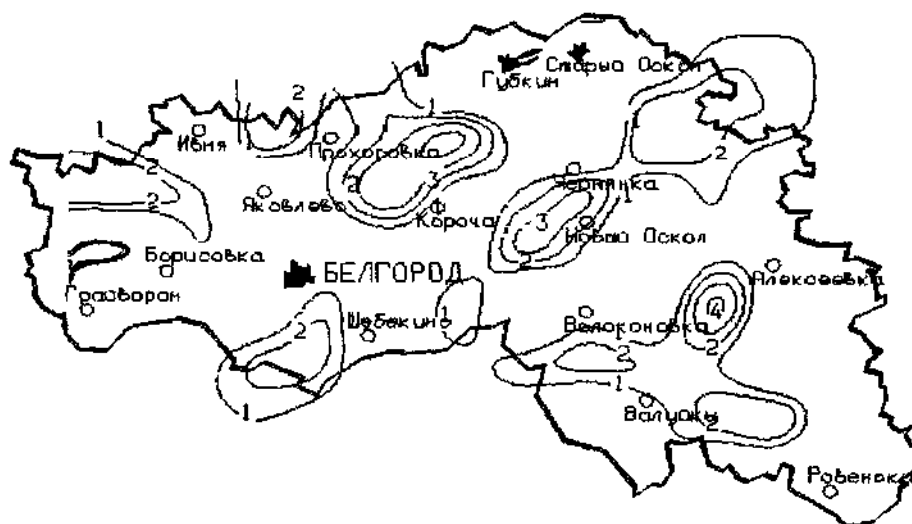


Рис 10 Распределение удельных активностей радионуклида Th-232 в почвах Белгородской области (1 – 30, 2 – 35, 3 – 40 Бк/кг)

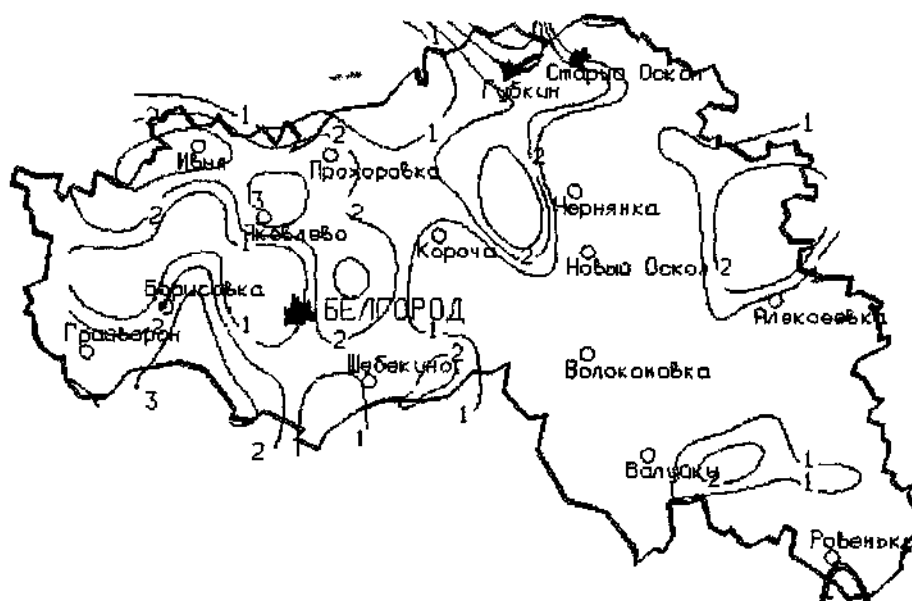


Рис 11 Распределение удельных активностей радионуклида K-40 в почвах Белгородской области (1 – 400, 2 – 450, 3 – 500 Бк/кг)

2. Полученная информация об участках местности с повышенными значениями измеряемых параметров не позволяет провести детальный анализ и выявить влияние возможных локальных источников радиоактивного заражения.

3. Полученная информация не является достаточной при ее использовании для обоснования результатов параллельно проводимого физиологического и медико-биологического мониторинга жителей области.

В связи с вышеперечисленным, представляет интерес проведение, второго этапа исследования, который должен включать в себя детальные измерения в административных и хозяйственных центрах области, а также на территориях, где обнаружено превышение средних значений и исследование локальных радиоактивных источников.

Выражаем благодарность администрации Белгородской области в лице ее главы Е.С. Савченко, руководству и сотрудникам департамента промышленности и связи области за финансирование и организационную поддержку экспедиции по радиационному обследованию территории области, а также Российскому фонду фундаментальных исследований (грант № 01-04-97406) за частичную финансовую поддержку работы. Авторы благодарны руководству и сотрудникам администраций всех районов Белгородской области за содействие и помощь при проведении экспедиции, в частности, А.Д. Постолову за любезно предоставленную карту радиационного состояния области, составленную на основе самолетных измерений федеральными органами.

Библиографический список

1. Итоговый доклад о совещании по рассмотрению причины и последствий аварии в Чернобыле. Серия изданий по безопасности, №75-INSAG-1. Международное агентство по атомной энергии. – Вена, 1988.–110с.
2. Израэль Ю.А. и др. Метеорология и гидрология–1987.– №2.– С.5-18.
3. Коваленко Г., Рудя К. Радиэкология Украины. –Киев: Изд-во. Киевского ун-та, 2001. – 166 с.
4. The International Chernobyl Project. Technical Report. Assessment of the Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures. Report by an International Advisory Committee. Vienna. IAEA. 1991. P.640
5. M.I.Balonov et al. Long term exposure of the population of the Russian Federation as a consequence of the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. Proceedings of an international symposium on environment of radioactive release. IAEA. Vienna. 8-12 May 1995. P. 397-411.
6. Методика выполнения измерений с использованием спектрометра энергий гамма-излучений полупроводникового типа" МИ-12-04-99.
7. Определение активности естественных радионуклидов в объектах окружающей природной среды (методическое пособие), утвержденное Главным государственным санитарным врачом Украины.
8. Методические указания. Внедрение и применение ГОСТ 8.417-81 "ГСН. Единицы физических величин" в области ионизирующих излучений. РД 50-454-84. Изд. Стандартов.– М., 1984.– 35 с.
9. Василенко В.Н., Назаров И.М., Николаев А.Н., Фридман Ш.Д. Радиационный мониторинг загрязнения атмосферного воздуха и выпадений. Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. –М.,1989.– №6.– С.64-80
10. Витько В.И. и др. Радиационная обстановка на территории г. Харькова и области.: Препринт ХФТИ 92-19.– Харьков, 1992.– 26 с.
11. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах.– М.: Изд-во. АН СССР, 1957.– 156 с.
12. Марей А.Н., Зыкова А.С., Сауров М.М. Радиационная коммунальная гигиена.– М.: Энергоатомиздат, 1984.– 176 с.
13. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене.–М.: Энергоатомиздат, 1990.– 252 с.