

**«ПРОБЛЕМЫ РАСЧЕТА РИСКА ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ В ЗОНЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ  
ПРЕДПРИЯТИЯ ПО ПРОИЗВОДСТВУ ОРУЖЕЙНОГО ПЛУТОНИЯ»***Казачёнок Н.Н.**Уральский научно-практический центр радиационной медицины, Челябинск, Россия*

Территория вокруг предприятия по производству оружейного плутония, созданного согласно Постановлению СНК СССР № 3007–697сс от 1 декабря 1945 г., была загрязнена радиоактивными изотопами в результате сброса жидких радиоактивных отходов в реку Теча, взрыва емкости с отходами радиохимического производства в 1957 г., ветрового разноса прибрежного грунта хранилища жидких радиоактивных отходов «Карачай» в 1967 г. При этом значительная часть населения, проживавшего в населенных пунктах на берегах реки Теча и на территории осадения радиоактивного облака после взрыва в 1957 г. получила серьезные дозы облучения. Только когорта облученного населения Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) составляла 30417 чел., когорта реки Теча – 29944 чел.[1]

Для исследования влияния хронического облучения на здоровье населения и оценки риска стохастических и детерминированных эффектов необходимо рассчитать коллективные и индивидуальные дозы облучения. Для этого следует, в частности, определить дозы внутреннего облучения за счет поступления радионуклидов с рационом. При решении вопроса о возможности возврата изъятых из оборота загрязненных земель в хозяйственное пользование необходимо прогнозировать уровни радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной продукции. Таким образом необходимо использовать корректные методы статистического анализа для определения базовых характеристик уровней загрязнения пищевых продуктов и вероятности получения продукции, не соответствующей радиационно-гигиеническим нормативам.

Понятно, что при сравнении, исследовании динамики и прогнозировании уровней загрязнения компонентов окружающей среды радионуклидами необходимо пользоваться едиными статистическими параметрами. При радиационно-гигиеническом обследовании населенных пунктов принято исходить из того, что выпадение радиоактивных аэрозолей было относительно равномерным, и перераспределение радионуклидов по компонентам окружающей среды в последующем проходило в относительно однородных условиях. То есть, значения активностей радионуклидов в пробах почвы или продуктов питания, отобранных одновременно в одном населенном пункте, относят к одной генеральной совокупности. Однако практика показывает, что даже в пределах одного населенного пункта значения удельной активности радионуклидов в объектах окружающей среды не всегда можно относить к единой генеральной совокупности. Это особенно важно для ареалов населенных пунктов, расположенных на периферии Восточно-Уральского радиоактивного следа, где выпадение радиоактивных аэрозолей было неравномерным.

В базе данных УНПЦ РМ содержатся результаты обследований объектов окружающей среды, загрязненных в результате работы радиохимического предприятия ПО «Маяк», проводившихся сотрудниками Центра (ранее – филиала ЛИРГ, затем ФИБ-4) с 1958 г по настоящее время. Анализ показывает, что практически все массивы данных имеют резко асимметричное распределение. Так, коэффициент асимметрии (КА) для  $^{137}\text{Cs}$  в 396 пробах огородной почвы в н.п. Большой Куяш в 1993 г. составил 5,2; для  $^{90}\text{Sr}$  (176 проб) – 5,4. Для  $^{137}\text{Cs}$  в 63 пробах почвы из н. п. Сарыкульмяк в 1967 г. КА – 6,9. Для  $^{90}\text{Sr}$  в 58 пробах картофеля в г. Касли в 1965 г. КА – 4,4. Логарифмирование значений снижает КА, но не во всех случаях можно получить и логнормальное распределение.

На рисунке 1 показана гистограмма распределения значений активности  $^{90}\text{Sr}$  в молоке в н.п. Караболка в апреле 1969 году (113 проб). На рисунке 2 показана гистограмма распределения натуральных логарифмов этих же значений. Как видно при сравнении гистограмм распределения нельзя с уверенностью отнести ни к нормальному, ни к логнормальному.

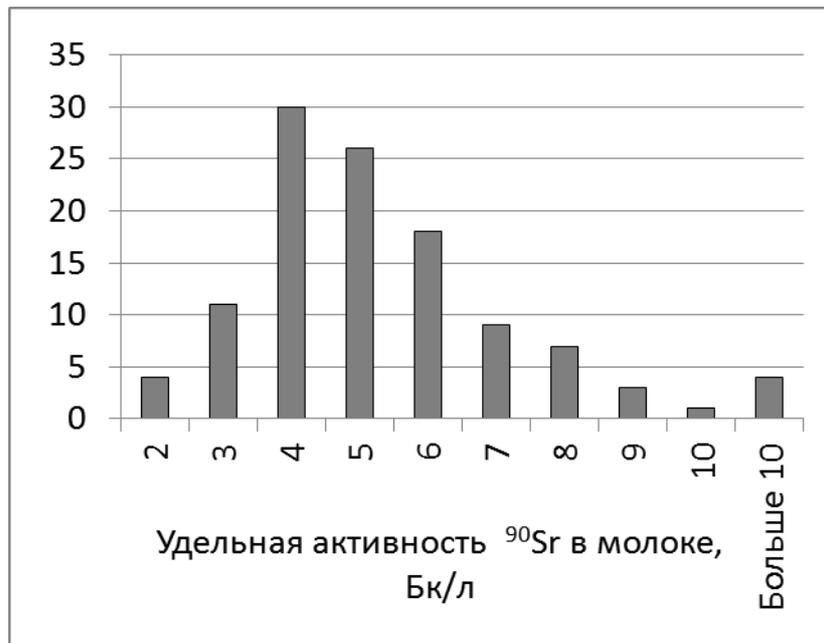


Рисунок 1. Гистограмма распределения значений активности  $^{90}\text{Sr}$  в молоке в н.п. Караболка в апреле 1969 году (нормальное распределение)

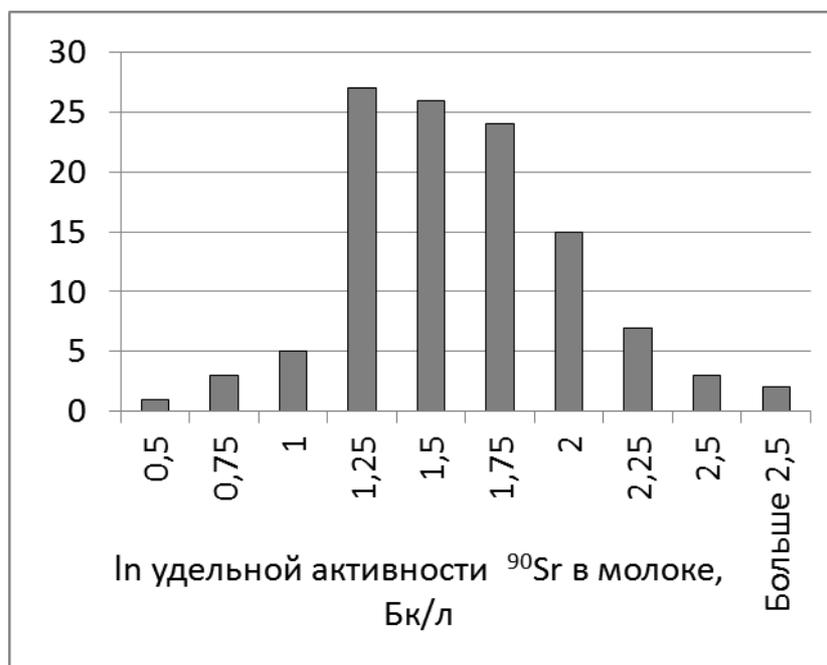


Рисунок 2. Гистограмма распределения значений натурального логарифма активности  $^{90}\text{Sr}$  в молоке в н.п. Караболка в апреле 1969 году (логнормальное распределение)

Даже симметричные распределения не всегда близки к нормальному. Так, в 1965 г. в н. п. Щербаково для  $^{90}\text{Sr}$  в 89 пробах молока КА составил 0,008, однако гистограмма показывает, что распределение, по меньшей мере, бимодальное с «хвостом» в диапазоне  $\approx$  в 3 раза больше значения первой моды и  $\approx$  в 1,5 раза больше второй моды. По 53 пробам почвы с пастбищ, отобранных н.п. Багаряк в 1983 г. данные также распадаются на 2 диапазона: большая часть гистограммы – нечто среднее между нормальным и равномерным распределением и равномерно распределенный «хвост». На рисунке 3 показано распределение значений активности  $^{90}\text{Sr}$  в картофеле в г. Касли в 1965 году (57 проб). При логарифмировании значений распределение остается бимодальным.

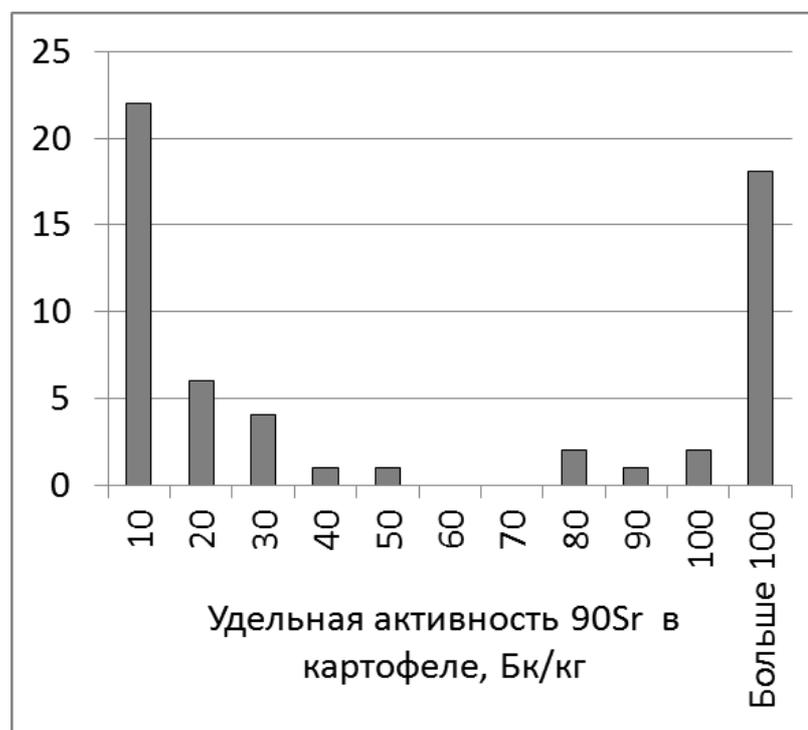


Рисунок 3. Гистограмма распределения значений активности  $^{90}\text{Sr}$  в картофеле в г. Касли в 1965 году (57 проб)

Необходимо отметить, что на характер гистограммы может повлиять выбор карманов. На рисунках 4 и 5 показаны гистограммы распределения значений активности  $^{90}\text{Sr}$  в молоке в н.п. Багаряк в 1983 году (165 проб) Данные по  $^{90}\text{Sr}$  в 165 пробе молока из н.п. Багаряк в 1983 г. при первом варианте разбиения на карманы близки к логнормальному распределению, а при втором варианте распадаются на два диапазона, для каждого из которых получается практически равномерное распределение.

В большинстве случаев, при обследовании населенного пункта, подвергшегося радиоактивному загрязнению в результате деятельности ПО «Маяк», оказывалось, что активность радионуклидов в некоторых (около 10%) пробах огородной почвы, молока, картофеля значительно превышает их активность в основной части проб. При этом, «правило трех сигм» не позволяет исключить наиболее грязную пробу – оставшиеся дают большой разброс и соответственно большую  $\sigma$ . Кроме того, поскольку распределение массива данных практически не бывает нормальным и далеко не всегда приближается к логнормальному, не вполне ясно, каким образом нужно рассчитывать величину  $3\sigma$ .

Причиной появления «грязных проб» является либо неоднородность выпадения радионуклидов, либо нарушение отдельными жителями населенных пунктов режима санитарно-охранной зоны Восточно-Уральского радиационного следа (ВУРС). Так, в 2009-2011 гг. активность  $^{90}\text{Sr}$  в молоке в 30 км зоне ПО «Маяк» в среднем по 90% проб – 0,49 Бк/л, в сене – 23 Бк/кг, в огородной почве – 44,4 Бк/кг. В н.п. Караболка на одном из приусадебных участков активность  $^{90}\text{Sr}$  в разных пробах сена была от 1709 до 2524 Бк/кг, почвы – от 239 до 820 Бк/кг, молока – до 24,8 Бк/л. Хозяева признались, что косили сено для коровы на территории ВУРС (болото Бугай).

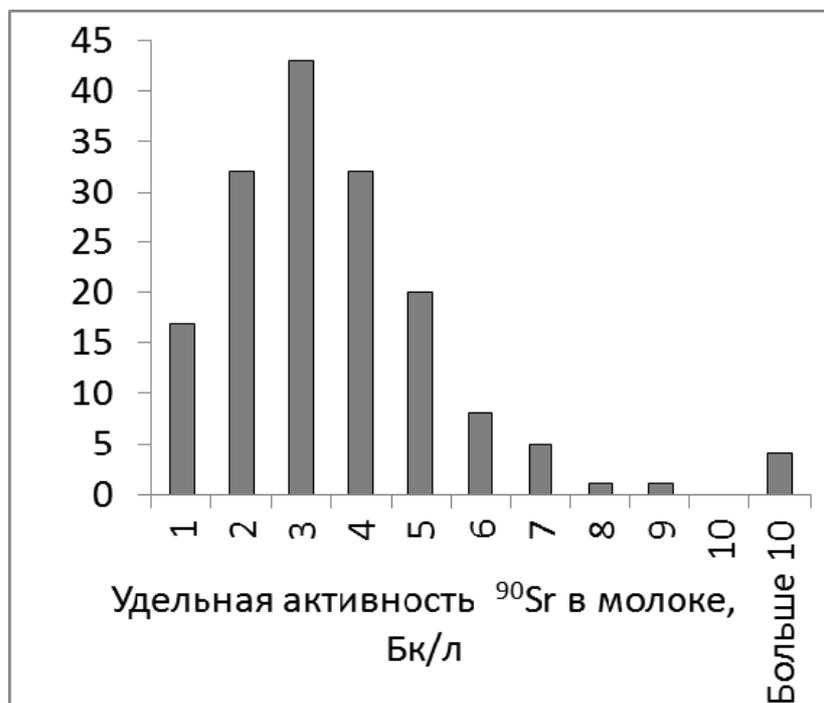


Рисунок 4. Гистограмма распределения значений активности  $^{90}\text{Sr}$  в молоке в н.п. Багаряк в 1983 году (165 проб) – 1 вариант разбиения на карманы

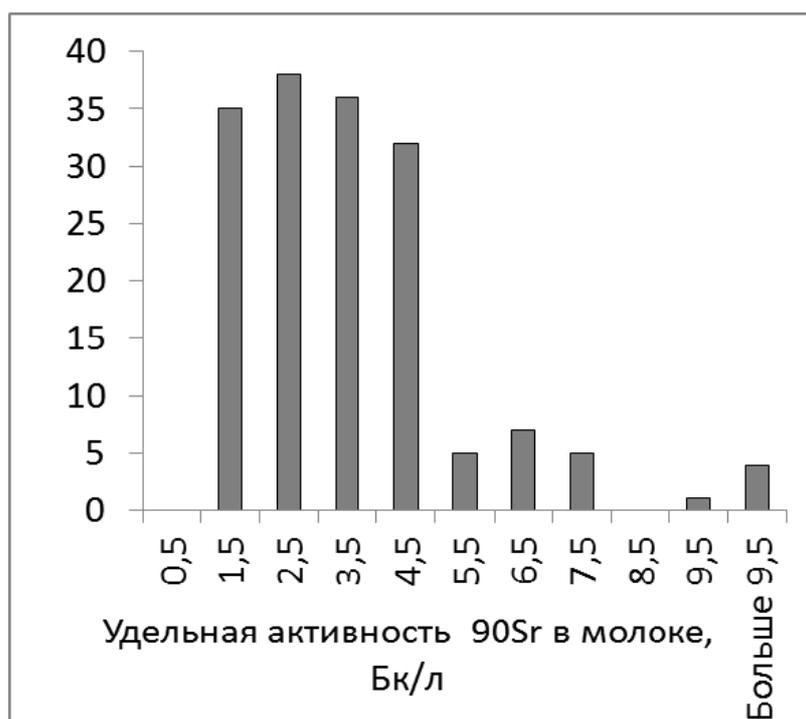


Рисунок 5. Гистограмма распределения значений активности  $^{90}\text{Sr}$  в молоке в н.п. Багаряк в 1983 году (165 проб) – 2 вариант разбиения на карманы

Нарушения могут быть эпизодическими или систематическими, жители могут использовать сено с более или менее загрязненных участков. Фактически мы имеем дело с объединением, по меньшей мере, двух подмножеств данных: результаты анализа проб, полученных в хозяйствах «законопослушных граждан» (А) и в хозяйствах «нарушителей» (В). Такое объединенное множество АВ будет иметь либо полимодальное распределение, либо напоминающее логнормальное. Мы предполагаем, что если подмножество А имеет симметричное распределение, то подмножество значений  $x$  из множества АВ при  $x > M$  имеет функцию принадлежности к А равную  $\mu_A(x) = \gamma(2M -$

$x)/y(x)$ , и функцию принадлежности к В равную  $\mu_B(x)=(y(x)-y(2M-x))/y(x)$ , где  $M$  – мода (при полимодальном распределении – первая мода),  $y(x)$  – частота  $x$ ,  $y(2M-x)$  – частота значения, симметричного  $x$  относительно  $M$ .

Такой подход, по нашему мнению, позволит обосновать выявление «нарушителей», а также проводить более корректный анализ динамики уровней загрязнения компонентов окружающей среды в отдаленные сроки после аварийных выпадений.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Челябинская область ликвидация последствий радиационных аварий / Под ред. А.В. Аклеева, Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 2006. – 344 с.