

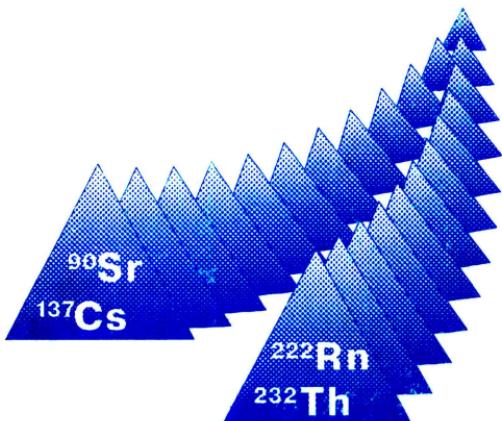
Российская Академия Наук  
Уральское отделение  
Институт промышленной экологии



---

# Радиация Экология Здоровье

Средний Урал



**Российская академия наук  
Уральское отделение  
Институт промышленной экологии**

**РАДИАЦИЯ,  
ЭКОЛОГИЯ, ЗДОРОВЬЕ**

**Средний Урал**

**Сборник научных трудов  
под общей редакцией  
д.ф.-м.н. Чуканова В.Н.**

**Часть I**

**Изучение эколого-радиационной обстановки  
региона**

**Екатеринбург, 1994 г.**

Радиация, экология, здоровье. Средний Урал. Сб. научн. трудов. ч.1.  
Екатеринбург: УрО РАН, 1994.

Представлены материалы научного обоснования реабилитации радиоактивно загрязненных территорий Уральского региона в соответствии с "Государственной программой Российской Федерации по реабилитации территорий Уральского региона, подвергшихся радиоактивному загрязнению и оказанию помощи пострадавшему населению до 1995г." по трем разделам:

1. Изучение экологического-радиационной обстановки региона (часть 1)
2. Влияние радиационного воздействия на здоровье населения (часть 2)
3. Социально-экономическая реабилитация загрязненных территорий (часть 3).

Ответственный редактор  
доктор физико-математических наук В.Н.Чуканов

Рецензент  
кандидат физико-математических наук Б.А.Коробицын

ISBN 5-7691-0463-5

С  $\frac{21002 - 128(94)}{8\text{П}6(03) - 1994}$  ПВ - 1994

© УрО РАН, 1994

## **ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВУРСа. ПОПУЛЯЦИОННЫЕ И МУТАГЕННЫЕ ЭФФЕКТЫ.**

В.С.Безель, А.Г.Васильев, Э.А.Гилева, В.А.Мухин, Н.Н.Никонова

Уникальность изучаемого полигона и его отличие от других известных радиационно загрязненных территорий, включая Чернобыль, заключается в длительной (свыше 35 лет) экспозиции природных комплексов в условиях низкой (не более 2 Ки/км<sup>2</sup>) радиационной загрязненности территорий. Невысокие мощности современных доз предполагают ориентацию на диагностику эффектов, вызываемых суммарной, накопленной в течение всего периода экспозиции, интегральной дозы. Это обстоятельство предопределяет необходимость широкого и комплексного подхода к оценке состояния отдельных компонентов ценозов, уделяя приоритетное внимание эффектам популяционного и биоценотического уровня.

Исследования 1992г. показали, что состояние основных компонентов наземных экосистем зоны ВУРСа не вызывает особого беспокойства.

В центре исследований этого года стояли проблемы, связанные с оценкой состояния природных экосистем с точки зрения возможности длительного нахождения в них человека. Этим обусловлен значительный объем исследований прежде всего млекопитающих, рассматриваемых в качестве модельного объекта. Этим же объясняется интерес к оценке состояния синантропных видов млекопитающих и птиц. В программу работ 1993г. входили следующие блоки:

### **1. Оценка антропогенной трансформации наземных экосистем зоны ВУРСа.**

Любая экологическая ситуация - это результат смены состояний экосистем, обусловленных как природными, так и антропогенными воздействиями. Для оценки радиоактивного загрязнения территории Каменского района составлялась серия карт одного масштаба (карты растительности, ландшафтная и антропогенной трансформации экосистем). Основным параметром картографической модели является площадь, которая позволяет оценить участие экосистем и их соотношение в ландшафтных районах. Современное состояние природных экосистем (лесов, лугов, болот) рассматривалось в трех аспектах: экосистемы относительно хорошо сохранились, экосистемы изменены деятельностью человека, экосистемы полностью преобразованы человеком. Длительное

суммарное воздействие антропогенных факторов привело к трансформации экосистем и деградации территории.

Оценка современного состояния экосистем осуществлялась при помощи индекса антропогенной трансформации, который определялся отношением суммарной преобразованной площади экосистем (лесов, лугов, болот) к коренной. В результате ранжирования индексов составлена шкала, позволяющая произвести анализ трансформации экосистем (табл.1).

Таблица 1.

Оценка трансформации экосистем

Степень трансформации	Экосистемы		
	лес	луг	болото
слабая	0,36-1,0	3,0-9,9	0,19-0,79
средняя	1,1-5,0	10-16	0,8-1,6
сильная	5,1-6,0	16,1-41,5	1,7-2,0

Деградация территории ландшафтных районов рассчитывалась по отношению суммарной площади, преобразованной деятельностью человека, к общей площади ландшафтного района. Установлено 5 уровней деградации ландшафтных районов, которые показывают долю освоенной территории:

1. уровень - 50-55% (Маминский предлесостепной березово-сосновый ландшафтный район);
2. уровень - 56-66% (Травянский предлесостепной болотно-лугово-березовый);
3. уровень - 67-80% (Сипавский лесостепной озерно-лугово-березовый);
4. уровень 81-85% (Каменско-Исетский, Синарский ландшафтный район ленточных сосново-березовых лесов);
5. уровень - 86-90% (Прикаменский предлесостепной лугово-березовый ландшафтный район).

Вычислено, что в настоящее время в Каменском районе сельскохозяйственные земли занимают 133123 га (58,14%), леса 60206 га (26,28%), луга - 18528 га (8,1%), урбанизированные территории - 10254 га (4,48%), водные экосистемы - 4074 га (1,78%), болота - 2791 га (1,22%). Установлено, что общая площадь радиоактивного загрязнения при плотности 0,1 Кн/км<sup>2</sup> составляет 100380 га или 43,83% территории района. Площадь наибольшего загрязнения (2 Кн/км<sup>2</sup>) - 17106 га или 7,47%, в том числе на сельскохозяйственные земли приходится 8127 га (3,55%), на леса - 2143 га (0,93%), на населенные пункты (без учета выселенных деревень) - 341 га (0,15%), на болота - 132 га (0,06 %).

Проведен сравнительный анализ содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в лесных, луговых и болотных экосистемах в зоне наибольшего загрязнения следа и вне ее. Отмечено превышение концентрации радионуклидов в травянистом ярусе лесов:  $^{137}\text{Cs}$  - в 15 раз,  $^{90}\text{Sr}$  - в 50 раз по сравнению с контролем. Зафиксировано увеличение содержания  $^{137}\text{Cs}$  в биомассе в следующем порядке: залежь, луг, болото;  $^{90}\text{Sr}$  - луг, болото, залежь.

## 2. Накопление и миграция радионуклидов в древесном ярусе и детритных пищевых цепях лесных экосистем

Леса обладают очень большой удельной поверхностью и общей емкостью поглощения и обмена вещества и энергии, которые на порядок величин превосходят аналогичные параметры степных, болотных и луговых биогеоценозов и оказывают большое влияние на фиксацию, аккумуляцию, миграцию и общий баланс радионуклидов на загрязненных территориях [1]

Это определило цель и структуру программы исследований 1993г.:

1. Изучить накопление радиоизотопов в древесном ярусе и выявить возможное влияние контаминантов на рост растений.

2. Исследовать структуру детритных пищевых цепей и миграцию радионуклидов в гетеротрофном блоке лесных экосистем.

Исследования выполнены в сосняках Каменского района Свердловской области в осевой зоне ВУРСа с плотностью загрязнений свыше 2,0 Ки/км<sup>2</sup>. Выбор объекта обусловлен тем, что *Pinus silvestris* - один из основных лесообразователей и наиболее радиочувствительный вид среди древесных растений.

Сопоставление данных по загрязнению одного гектара 10-см слоя почвы и одного га леса показало, что в настоящее время сосновыми древостоями аккумулировано примерно в 30 раз меньше  $^{137}\text{Cs}$  и в 70 раз  $^{90}\text{Sr}$ , чем почвой, которая является основным депо радионуклидов.

Анализ радиального прироста сосны показал, что основные его изменения как до 1957г., так и после, определялись возрастными темпами прироста и климатическими факторами (в значительной степени осадками). Изменений в темпах прироста, связанных с радиоактивным загрязнением территории, не выявлено. Это позволяет сделать вывод, что данный уровень радиоактивного загрязнения на этой территории не повлиял на приростные процессы сосны.

Деревья, накапливая радионуклиды, на продолжительное время превращаются в их депо в биогеоценозе. Вследствие опада отдельных частей и органов растений и, наконец, стволов, фаза иммобилизации радионуклидов постепенно сменяется фазой активного вовлечения их в процессы текущего круговорота в биогеоценозах. Поэтому миграция радионуклидов в лесной экосистеме лимитируется двумя звеньями

биологического круговорота вещества: в первую очередь деструкцией лесной подстилки, во вторую - деструкцией древесного опада. От интенсивности данных процессов зависит величина надземного пула радионуклидов в экосистеме.

На ключевых участках ВУРСа наблюдается слабое нарушение процесса деструкции целлюлозы. Относительно причин этого можно предположить, что данные нарушения в первую очередь связаны с рекреационными и пасквальными нагрузками, а также с отклонением гидротермических условий от оптимального уровня, а не с действием радиоактивного загрязнения. Отклонений от нормы в процессах биологического разложения древесины не было зарегистрировано. Ведущую роль в биодеструкции древесного опада выполняют грибы, особенности сообществ которых обуславливают своеобразие путей микогенного разложения стволовой древесины. Радиохимический анализ показал, что имеются существенные различия в удельной радиоактивности продуктов биодеструкции древесины, образующихся при ее коррозионном и деструктивном разложении. Радиоактивность продуктов, образующихся под влиянием грибов бурой гнили по  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  примерно в два раза меньше, чем таковая продуктов распада, вызываемого грибами белой гнили. Это отмечается как для процессов микогенного разложения древесины березы, так и осины. Обшим для них является и преобладание  $^{90}\text{Sr}$  над  $^{137}\text{Cs}$ , что характерно и для интактной древесины из районов ВУРСа.

Низкая радиоактивность продуктов, образующихся при деструктивном разложении древесины, а также слабая выраженность данного микогенного пути исключает формирование в почвах сколь-либо значительной фракции высокостойчивых радиоактивных веществ.

Результаты исследований подтверждают положение о существовании сравнительно большого по объему пула радионуклидов, связанного с древесным ярусом лесных экосистем. Его отличительными чертами являются избирательное накопление стронция и длительное выведение радиоизотопов из биологического круговорота. Депонирование радионуклидов в стволовой древесине не отражается на функциональных характеристиках прироста. Мобилизация изотопов древесного яруса достигается благодаря биодеструкционным процессам, протекающим в районах ВУРСа в пределах нормы или с незначительными отклонениями. Особенности сообществ редуцентов определяют дальнейшую миграцию изотопов в экосистеме.

### 3. Фенетический анализ популяций красной полевки на территориях зоны ВУРСа.

Фенетический мониторинг популяций красной полевки, проводившийся в Каменском районе Свердловской области в течение двух лет (1992-1993гг.), показал, что на опытной территории в окрестностях оз.Тыгиш (по оси Восточно-Уральского радиоактивного следа - ВУРСа) устойчиво проявляется повышенное фенетическое разнообразие, обусловленное увеличением доли мелких морфогенетических аберраций и уродств в строении черепа, связанных с нарушением остеогенеза. В опытной выборке и в 1992г., и в 1993г. были обнаружены характерные окнообразные выпадения фрагмента небной кости, а также крупное отверстие в теменной кости, которые могут быть связаны с замедлением процесса окостенения черепа. Известно, что аналогичные эффекты отмечались другими авторами при повышенном содержании стронция-90 в скелете животных. Тем не менее, напрямую связать эти нарушения с более высоким содержанием радионуклидов в тканях красных полевок с опытного участка в настоящее время невозможно из-за малочисленности таких аномалий строения. Единичные случаи выпадения фрагмента небной кости были обнаружены и в контрольной популяции в окрестностях с.Пирогово. Другие нарушения в строении черепа, относящиеся к категории мелких фенетических аберраций встречались значительно чаще.

Анализ, проведенный в 1992г., показал, что средняя доля собственно аберрантных фенов в этой популяции составила  $10,85 \pm 0,99$ , а в объединенной выборке контрольных популяций -  $7,87 \pm 0,61$ , т.е. оказалась достоверно выше в опытной группе животных ( $p < 0,05$ ). При использовании объединенных материалов 1992 и 1993гг. этот эффект подтвердился, причем, у обеих контрольных популяций средний уровень аберрантных фенов был близок: контроль 1 (Пирогово) -  $8,05 \pm 0,47$ ; контроль 2 (Б.Грязнуха) -  $8,25 \pm 0,71$ . Так же, как и в 1992г., он оказался выше в опытной популяции (окрестности оз.Тыгиш)  $11,40 \pm 0,48$ . Множественное сравнение, проведенное на основе однофакторного дисперсионного анализа S-методом Шеффе, показало, что различия в контрастах контрольных выборок по этому показателю статистически недостоверны ( $p > 0,05$ ), а контрасты между опытной и обеими контрольными выборками высоко статистически значимы ( $p < 0,01$ ). Достоверно больший средний процент мелких аберраций в строении черепа в опытной популяции по сравнению с контрольными не случаен и указывает на общее накопление и проявление мелких уродств в зоне прохождения ВУРСа. Тем не менее, величина абсолютного превышения весьма мала и проявляется только на большом материале.

Сравнение контрольных выборок, взятых за пределами ВУРСа (д.Пирогово, д.Б.Грязнуха), с опытной выборкой выявило ее устойчивое одностороннее фенетическое уклонение, которое не зависит от условий и фенологии года, что в свою очередь указывает на генетическую природу этих различий.

Об этом свидетельствует и повышенный уровень флуктуирующей асимметрии в опытной популяции по большинству промеров нижней челюсти перезимовавших полевок, выявленный методом генетического мандибулярного теста Фестинга, т.к. уровень флуктуирующей асимметрии, характеризующий величину дестабилизации развития, используется в мировой практике в качестве индикатора средового и геномного стресса [2,3,4]. Таким образом, эти данные могут указывать на большую стрессированность процесса развития у красных полевок опытного участка, а, следовательно, и относительно более пессимальный характер окружающей среды в районе оз.Тыгиш.

Несмотря на то, что масштабы выявленного генетического уклонения невелики, эти различия устойчиво повторяются в разные годы на загрязненной радионуклидами территории и могут объясняться хроническим влиянием радиационного загрязнения в окрестностях оз.Тыгиш на процесс индивидуального развития красной полевки и возможным накоплением мелких генетических aberrаций, приводящих к проявлению повышенной концентрации мелких фенотипических уродств в зоне ВУРСа.

Таким образом, результаты фенетического мониторинга, полученные в течение двух лет наблюдений, указывают на высокую вероятность хронического влияния радиационного загрязнения в районе, затронутом ВУРСом, на процесс индивидуального развития мелких млекопитающих и согласуются с данными по влиянию повышенных концентраций радиоизотопов в скелете на остеогенез. Фенетические уклонения животных, обитающих в зоне ВУРСа, устойчиво сохраняются в разные годы, что указывает на их генетическую природу и может объясняться накоплением мелких генетических aberrаций в данной зоне. Эти данные хорошо согласуются с многолетними материалами [5] по более загрязненной радионуклидами части ВУРСа. Можно согласиться с их выводом о том, что из поколения в поколение в этих условиях возрастает радиорезистентность популяции, которая сопровождается изменениями генотипического состава популяции.

Если с большой осторожностью экстраполировать эти данные на человека, то можно прийти к следующим заключениям. Выявленные фенетические уклонения в зоне ВУРСа, позволяют предполагать, что длительное проживание людей при сравнительно низких уровнях загрязнения радионуклидами может приводить к накоплению генетически

обусловленных мелких морфологических уродств и аберраций морфогенеза и увеличению их числа в последующих поколениях.

#### 4. Оценка мутагенного эффекта в г.Каменск-Уральском и Каменском районе

Характеристика экологического состояния территорий, загрязненных химическими и радиоактивными поллютантами, должна с необходимостью включать оценку мутагенного потенциала среды. Поскольку анализ генетической опасности для человека сопряжен с серьезными финансовыми и методологическими трудностями, целесообразно использовать для экологогенетического мониторинга индикаторные виды млекопитающих, в первую очередь - домовых мышей, которые подвергаются действию мутагенных поллютантов в основном за счет тех же источников, что и человек. Мы оценили эколого-генетическую ситуацию в г.Каменск-Уральском и четырех деревнях Каменского района путем исследования частоты хромосомных нарушений у домовых мышей (табл.2). В общей сложности были исследованы 142 зверька. В качестве контрольной выборки использованы 56 мышей из п.Советский Тюменской области, удаленного от источников промышленного загрязнения и крупных автомагистралей. Препараты метафазных хромосом были приготовлены из костного мозга. Для каждого животного было проанализировано по 50-100 клеток.

Таблица 2  
Частота хромосомных нарушений у домовых мышей из Каменска-Уральского и Каменского района

Район отлова	Число проанализированных клеток	Средняя частота клеток, в %	
		с хромосомными аберрациями	анеупloidных и полипloidных
Советский	5550	1,30	0,56
г. Каменск-Уральский:			
п.Октябрьский	900	1,89	0,77
п. Ленинский	850	3,41*	1,54*
п. Чкаловский	1100	2,64*	1,90*
Рыбниковское	1500	3,40*	1,73*
Пирогово	850	2,71*	1,65*
Сосновка	1200	2,67*	1,33
Б.Грязнуха	1000	1,70	1,30

\* - значения, достоверно отличающиеся от контроля  
(статистическая достоверность оценивалась с помощью С-критерия)

Из табл. видно, что у мышей из Ленинского и Чкаловского поселков Каменска-Уральского и деревень Рыбниковское, Пирогово и Сосновка частоты клеток с хромосомными аберрациями повышенны по сравнению с контролем в 2-2,5 раза, а частоты анеупloidных и полипloidных клеток - в 3-3,5 раза. Эти показатели не меньше тех, которые наблюдались у грызунов из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС после аварии.

Соотношение разных типов хромосомных аберраций свидетельствует о наличии в среде населенных пунктов как радиоактивных, так и химических мутагенов, причем вклад химического загрязнения в мутагенный эффект по крайней мере столь же велик, как и влияние ионизирующей радиации.

Исходя из представлений о генетической опасности удваивающей дозы и параллелизма реакции генетического аппарата человека на мутагены, следует заключить, что население Каменск-Уральского, а также деревень Рыбниковское, Пирогово и Сосновки подвергается повышенной генетической опасности. Другими словами, для жителей этих населенных пунктов повышенна вероятность врожденных пороков развития, спонтанныхabortов, дефектов обмена веществ и других наследственных заболеваний, а также злокачественных новообразований. Здесь необходимы усиление медико-профилактической работы и улучшение диагностики с обязательным привлечением медико-генетической консультации.

Изучаемая зона ВУРСа представляет собой уникальный радиационный полигон, не имеющий аналогов на территории России. Считаем необходимым продолжение работ радиоэкологического профиля. Это позволит получить ценнейшую информацию для прогноза состояния других радиационно загрязненных территорий республики.

### Литература

- 1.Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. - М.: Наука, 1977. 144 с.
- 2.Palmer A.R., Strobeck C. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns. - Ann.Rev.Ecol.Syst., 1986. - V.17. -P.391-421.
- 3.Захаров В.М. Асимметрия животных (популяционно-геногенетический подход).- М.: Наука, 1987.- 213 с.
- 4.Parsons P.A. Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. - Heredity, 1992. - V.68, N 4-. P.361-364.
- 5.Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экологические последствия радиоактивного загрязнения для популяций мелких млекопитающих стронциеворов //Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. - М.: Наука,1993. - С.171-180.