

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАСЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Б.П. Тушков, В.В. Кириллов, Г.И. Тушкова, Т.В. Кириллова

Измерена радиоактивность почвы по содержанию Cs-137, рассчитаны дозы внешнего облучения и коэффициенты риска заболеваемости жителей населенных пунктов, расположенных на территории водосборного бассейна среднего течения реки Алей. Сделана экотоксикологическая оценка качества поверхностных и подземных вод исследуемой части бассейна методами биотестирования в основные фазы гидрологического цикла реки.

Установлено наличие потенциального экологического риска от сочетанного действия водного и радиационного факторов на здоровье населения.

ВВЕДЕНИЕ

На Семипалатинском полигоне наземные и воздушные испытания ядерного оружия проводили с 1949 по 1989 г. По правилам испытаний траектории движения радиоактивных облаков не должны были выходить за пределы СССР. Выбор времени и погодных условий делался таким образом, что бы радиоактивные следы локализовались на территориях Казахстана и Алтайского края.

Наибольший вклад в коллективную дозу облучения населения Алтайского края дал взрыв первой советской атомной бомбы, произведенный 29 августа 1949 г. По данным Центрального физико-технического института МО РФ, эта доля составляет 65% [1]. Радиоактивные осадки от этого взрыва выпали и на территории водосборного бассейна р. Алей.

Ядерные испытания в 1949 г. проводили при неблагоприятных погодных условиях: сильном порывистом ветре, низкой облачности, дожде. По мере продвижения на северо-восток радиоактивное облако попадало в зону выпадения атмосферных осадков, что способствовало вымыванию радионуклидов. В результате этого на местности образовались зоны с повышенным содержанием радиоактивных веществ.

В настоящее время в объектах окружающей среды можно обнаружить только долгоживущие радионуклиды – Cs-137, Sr-90, Pu-239,-240.

Помимо радиоактивного загрязнения почв - исторического по происхождению экологического фактора, неблагоприятными для здоровья населения юго-западных районов края являются современные действующие факторы - высокая

минерализация и повышенное содержание тяжелых металлов в подземных и поверхностных водах бассейна р. Алей [2, 3, 4].

Для получения заключения о качестве водной среды необходима интегральная экотоксикологическая характеристика ее состояния. Несмотря на важность химических и физических анализов, обеспечивающих получение информации о составе и концентрации различных поллютантов, оценка качества среды биологическими методами оказывается приоритетной [5].

Использование в качестве тест-объектов нескольких видов организмов, отличающихся по уровню организации и роли в трофических отношениях, позволяет определить биологическую полноценность воды, то есть ее пригодность для нормальной жизнедеятельности не только гидробионтов, но и человека. Биотестирование поверхностных и подземных вод, позволяет выявлять экологически неблагоприятные районы и оценивать динамику качества воды в них [6, 7].

Ранее [4] был выявлен эффект сочетанного действия водного и радиационного факторов на здоровье населения Алтайского края, состоящий в увеличении заболеваемости болезнями крови и кроветворных тканей, нервной системы и распространенностью новообразований

Цель нашей работы – ранжирование населенных пунктов территории водосборного бассейна среднего течения реки Алей на основе одновременного анализа радиологической и токсикологической ситуаций. Величина экологического риска при воздействии радиации рассчитана по натурным данным по загрязнению почв. Экотоксикологическая оценка качества поверхностных и подземных

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАССЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

вод сделана по данным биотестирования с использованием трех тест-объектов – бактерий, водорослей и низших ракообразных.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

1. Измерение накопленного в почве Cs-137, расчет доз внешнего облучения и коэффициента риска заболевания населения. Для того, чтобы учесть пятнистость выпадений радионуклидов и, тем самым, более точно определить дозы внешнего облучения использовали метод, основанный на измерении содержания Cs-137 в пробах почвы. Пробы были отобраны в июле 1992 г. возле 14 населенных пунктов (табл. 1). Возле каждого населенного пункта пробы отбирали в трех точках, послойно через 10 см до глубины 40 см. Удельную активность проб почвы измеряли на гамма-спектрометре с полупроводниковым детектором типа ДГДК – 80В по стандартной методике.

Удельную активность каждой пробы (B , Бк/кг) использовали для расчета активности, отнесенной к площади (A , мКи/км²) по формуле:

$A = 0,27 \cdot h \cdot p \cdot B$, где:

h – толщина исследуемого слоя почвы, см;

p – плотность пробы, г/см³.

Суммируя по вертикали активность, отнесенную к площади для всех проб отобранных в какой либо точке, получали величину накопленного Cs-137 в данной точке.

Ввиду недостаточности метеоданных математическое моделирование переноса и выпадения радиоактивных веществ осуществляли на основе модифицированной гауссовой диффузионной модели [8]. В процессе моделирования задавали расчетную сетку с интервалами 5 км по направлению движения облака и 1 км в поперечном направлении. В узлах сетки определяли значения плотности выпадения для радионуклидов, выпавших в бассейне р. Алей. Рассчитанный с помощью модели след расположили на карте так, чтобы его ось совпала с осью, найденной на основе измерений радиоактивности почвы по Cs-137 [9, 10].

Расчет эффективной эквивалентной дозы внешнего облучения (P , сЗв) проводили по формуле:

$P = A \cdot K$ сЗв, где:

A – величина накопленного в почве Cs-137, мКи/км² (без глобальных выпадений – 60 мКи/км²);

K – пересчетный коэффициент, сЗв/мКи/км².

Пересчетный коэффициент вычисляли с учетом только тех 10 радионуклидов, которые дали вклад в дозу облучения более 1 %.

За период прошедший после проведения ядерных испытаний выпавший цезий мигрировал как в глубь почвы, так и по поверхности земли. Вертикальное распределение цезия на целинных участках, как правило, экспоненциальное. Глубина проникновения достигает 40 см. В горизонтальном направлении Cs-137 мигрировал за счет ветрового переноса почвы. В Алтайском крае с 1949 по 1959 гг. наблюдалось 274 дня с пыльными бурями [11].

Для определения степени выноса Cs-137 из почвы было измерено его содержание в пробах почвы, отобранных в лесу и на открытых целинных участках. В результате было обнаружено, что величина накопленного Cs-137 на открытых участках примерно в 2 раза ниже, чем в лесных массивах [12].

2. Экоотоксикологическая оценка качества подземных и поверхностных вод по данным биотестирования.

Пробы воды для биотестирования отбирали в течение 1992 г. в основные фазы гидрологического цикла р. Алей: в конце зимней межени (март), в паводковый период (апрель, май) и во время летней межени (август). Всего было отобрано 57 проб воды из источников питьевого водоснабжения населенных пунктов Курьинского, Третьяковского, Локтевского и Рубцовского районов Алтайского края (см. табл. 1), а также на различных участках р. Алей от п. Староалейское до г. Рубцовска, в Гилевском и Склюихинском водохранилищах, в озерах Новенькое, Ракиты и Горькое-Перешеечное (табл. 2).

Для биотестирования использовали биолюминесцентный, водорослевый и дафниевый методы.

Биолюминесцентный метод тестирования основан на том, что в благоприятных условиях фотобактерии *Photobacterium phosphoreum* излучают свет, который регистрируется прибором. Критерием токсичности являются гашение и стимуляция процесса люминесценции

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАССЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

светящихся бактерий под воздействием разнообразных по структуре и свойствам поллютантов водной среды.

Модификации биолюминесцентного теста разработаны фирмой "Beckman" (США) [13] и Институтом биофизики СО РАН [14].

Интенсивность свечения фотобактерий измеряли на Биолюминометре БЛМ – 8802, созданном в СКТБ "Наука" по разработанной там же методике [14]. Контролем служил 3% раствор NaCl в дистиллированной воде. Отклонение экспериментальных значений интенсивности свечения фотобактерий на $\pm 20\%$ от нуля принято считать нормой. Уровень токсического загрязнения (Т) водных объектов и питьевой воды рассчитывали по общепринятой международной шкале [15], используемой отечественными авторами [6, 14, 16], где угнетение или стимуляция свечения в диапазоне от 0 до $\pm 20\%$ оценивают как отсутствие загрязнения (норма), от $\pm 21\%$ до $\pm 50\%$ – как малую и более $\pm 50\%$, как высокую токсичность образца.

Водорослевый метод тестирования водных проб основан на определении изменения интенсивности их размножения под действием токсических веществ, содержащихся в тестируемой воде по сравнению с контролем [17]. Применяли в качестве тест-объекта микроводоросль *Chlorella vulgaris* Beijer., выращенную на питательной среде Тамия. Культуру, находящуюся в экспоненциальной фазе роста, помещали в сосуды с исследуемой и контрольной водой, куда вносили питательную среду. Изменения численности клеток через последовательные двухсуточные промежутки в течение времени экспозиции оценивали методом прямого счета под микроскопом и по интенсивности флуоресценции. В последнем случае полагали, что регистрируемые в присутствии ингибитора фотосинтеза симазина максимальные величины флуоресценции (Ф) находятся в прямой зависимости от численности клеток (N).

Показатель количественного прироста клеток (K) определяли по соотношению интенсивности флуоресценции в начале экспозиции и через интервалы времени от 1 до 9 суток. Скорость роста рассчитывали по

формуле: $r = dN/Ndt$, где N – начальная численность водорослей, dN – прирост плотности популяции за период времени dt [18].

Дафниевый метод биотестирования проб воды основан на постановке острых и хронических опытов в ряду партеногенетических поколений низших ракообразных. Использовали ветвистоусых рачков *Daphnia magna* Straus. Оценка токсичности водной среды сделана по биологическим критериям: выживаемости и воспроизведению.

Дафнии являются типичными мезосапробами, переносят соленость до 6‰ и проявляют высокую чувствительность к действию широкого круга токсикантов, в частности, к солям тяжелых металлов. Дафнии как обязательный тест-объект, включены в схему установления ПДК веществ-загрязнителей в сточных водах [19].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

1. Расчет доз облучения и коэффициентов риска заболеваемости населения при загрязнении почв радионуклидами.

Используя результаты измерений активности проб почвы по Cs-137 и учитывая его вынос за счет ветровой эрозии, а также применяя дозные коэффициенты [9], были рассчитаны дозы внешнего облучения для жителей населенных пунктов, расположенных в бассейне реки Алей (см. табл 1).

Обобщая значительный по объему комплексный экспериментальный материал и клинические наблюдения за облученными людьми Международная комиссия по радиационной защите (МКРЗ) вводит коэффициенты риска, усредненные для обоего пола и возраста [20]. Эти коэффициенты представляют частоту случаев летального исхода вследствие облучения ряда органов и тканей тела вместе с риском наследственных дефектов в первых двух поколениях при уровнях дозы в диапазоне, соответствующем условиям радиационной безопасности. Коэффициент риска для всех тканей организма равен 165

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАСЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

летальных случаев на 10000 жителей на дозу в один зиверт.

На основе установленного МКРЗ коэффициента риска смерти от злокачественных новообразований и наследственных дефектов нами были рассчитаны соответствующие коэффициенты для жителей населенных пунктов,

расположенных в бассейне среднего течения р. Алей (см. табл. 1).

Дозы внешнего гамма-облучения, рассчитанные по результатам измерения накопленного в почве Cs-137, оказались значительно выше, чем дозы, полученные с помощью математического моделирования. Особенно большое различие получено для

Таблица 1. Радиационная и токсикологическая оценка почв и подземных вод бассейна р. Алей в 1992 г.

№ п/п	Населенный пункт	С	Д	К	Интенсивность свечения бактерий (%)			Плодовитость дафний (% к контролю)				Скорость роста хлореллы (г, сут ⁻¹)			
					03.03	30.05	16.08	03.03	03.04	30.05	16.08	03.03	03.04	30.05	16.08
1	Корболиха	86	39	64		37	-63								
2	Староалейское	105	65	107		-1									
3	Гилево	88	41	68		-27	-4			72	87				
4	Покровка	94	50	82	-25			57				0,34-1,59			
5	Локоть	135	109	180	-70	-21	-65	1	22	32	50	0,00-0,29	0,1-0,40	0,05-0,65	0,03-0,94
6	Николаевка	97	52	86	-7			140				0,54-1,81			
7	Кировский	83	33	54	-36			70							
8	Горняк	81	30	49	-35			62				0,42-1,14			
9	Самарка	84	36	59	-34			5	40			0,78-1,38	0,05-0,53		
10	Веселоярск	165	143	236	-26	-15	-30	18	108	66	40	0,62-1,78	0,15-1,96	0,15-0,60	0,09-0,50
11	Новоалександровка	213	208	343	-33	-5	-41	70	10	41	20	0,54-1,83	0,15-0,86	0,10-0,65	0,00-0,90
12	Новомихайловка	86	37	61	-5			29				0,52-1,23			
13	Половинкино	87	38	63	-36			90				0,70-1,45			
14	Рубцовск	74	20	33	-2			75				0,23-5,0			
	контроль для хлореллы											0,48-3,04	0,15-0,66	0,00-0,60	0,14-0,98

С – содержание Cs- 137 мКи/км², Д – доза внешнего облучения, сЗв, К – коэффициент риска, летальных случаев на 10000 жителей

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАСЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Таблица 2. Токсикологическая оценка поверхностных вод бассейна р. Алей в 1992 г.

№ п/п	Водный объект, пункт	Интенсивность свечения бактерий (%)			Плодовитость дафний (% к контролю)				Скорость роста хлореллы (г, сут ⁻¹)			
		03.03	30.05	16.08	03.03	03.04	30.05	16.08	03.03	03.04	30.05	16.08
1	р. Алей п. Староалейское		-1				78				0,10-0,43	
2	Гилевское вдхр. п. Корболиха		37	-63			40	80			0,15-0,55	
3	Гилевское вдхр. п. Гилево		-27	-40			72	87				0,18-0,67
4	р.Алей р.ц. Локоть		-5	-20		85	21	87		0,00-0,33	0,05-0,45	0,00-2,33
5	р.Алей с. Веселоярск		-20	-32			48	51			0,10-0,50	0,00-0,94
6	р. Алей с. Новоалександровка					100	1			0,05-0,33		
7	Скляихинское вдхр. г.Рубцовск		-20	-10			40	27			0,10-0,80	0,18-0,84
8	р.Самарка					81	25					
9	оз.Новенькое		-22	40		170		87		0,10-0,53	0,00-0,50	0,00-1,50
10	оз. Ракиты					75				0,10-0,63		
11	оз.Горькое-Перешеечное		-40	-75			50	80			0,15-0,40	0,00-0,25
12	оз Белое			-67				60-66				0,21-1,00
	контроль для хлореллы								0,48-3,04	0,15-0,66	0,00-0,60	0,14-0,98

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАССЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

населенных пунктов: Локоть, Староалейское, Новоалександровка и Веселоярск. Этот факт указывает на то, что выпадение радионуклидов имеет пятнистый характер. Для населения, получившего высокие дозы внешнего облучения, получены и высокие значения коэффициентов риска заболеваемости злокачественными новообразованиями и образования наследственных дефектов в первых двух поколениях.

2. Оценка качества подземных и поверхностных вод биOLUMИНЕСЦЕНТНЫМ методом.

Анализ воды источников питьевого водоснабжения (см. табл. 1) в марте 1992 г. показал, что наиболее чистой является вода населенных пунктов: г. Горняк (ул. Кирова, 55), н.п. Николаевка, Новенькое, Новомихайловка и г. Рубцовска (ул. Менделеева, 13). Интенсивность свечения тест-организмов в воде этих источников не отличалась от контрольных показателей. В среднем величина отклонения от нормы составляла 25-30%. Вода питьевых источников г. Горняк (гостиница АГОК), р.ц. Локоть и г. Рубцовска (ул. Пролетарская, 158) ингибировала процесс люминесценции фотобактерий на 50, 70 и 65% соответственно и классифицировалась как токсичная вода.

По результатам биотестирования питьевой воды в мае отметим, что в период весеннего половодья исследованные источники питьевой воды мало отличались по качеству между собой. Уровень ингибирования свечения тест-организмов был незначителен (от -5 до -20%) и соответствовал показателям контрольной воды. Вода Склюихинского водохранилища (см. табл. 2) по качеству не отличалась от вод подземных источников.

По данным биотестирования питьевых вод, проведенного в период летней межени (август), следует отметить высокий уровень токсичности воды в с. Новенькое (-70%) и р.ц. Локоть (-65%). Артезианская питьевая вода других точек (н.п. Веселоярск и Новоалександровка) ингибировала

процесс люминесценции фотобактерий до -30 и -43% соответственно и относилась к мало токсичным водам.

Анализ поверхностных вод в мае (см. табл. 2) показал, что вода р. Алей на протяжении исследуемого участка лишь в Гилевском водохранилище у п. Гилево незначительно ингибировала свечение тест-организмов (-27%). Средний уровень угнетения свечения фотобактерий не выходил за пределы контрольных показателей (от -1 до -22%). Невысокий уровень стимуляции свечения (+37%) был отмечен в воде Гилевского водохранилища у п. Корболиха.

В период летней межени (9-16 августа) качество воды изучаемых объектов изменилось. В воде Гилевского водохранилища значительно возросло угнетение свечения фотобактерий - от +37% (период половодья) до -63% у п. Корболиха и до 40% у п. Гилево. Отметим, что вода озер Белое и Горькое-Перешеечное вызывала угнетение свечения до -67 и -75% соответственно.

3. Результаты биотестирования воды водорослевым методом.

Значения показателя прироста численности микроводорослей в большинстве проб питьевой воды в целом за период исследований мало отличались от контрольных, лишь в отдельных случаях наблюдалось незначительное ингибирование роста хлореллы или, напротив, стимуляция. Стимуляцию роста водорослей в пробах питьевой воды г. Рубцовска в марте можно сопоставить с ее гидрохимическими характеристиками: минимальными по сравнению с другими пунктами отбора проб концентрациями тяжелых металлов (Cu - 0.80 мкг/л, Pb - 0.04 мкг/л, Cr - 0.60 мкг/л) и жесткостью (0.8 мг-экв/л). Питьевая вода из р.ц. Локоть, характеризовавшаяся максимальным содержанием Cr (7.3 мкг/л) в этот период угнетала развитие хлореллы и оказывала более слабое токсическое воздействие в апреле.

В течение весенне-летнего периода вода, отобранная из р. Алей у н.п. Веселоярск, Новоалександровка, Самарка, оказывала как

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАССЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

положительное, так и отрицательное влияние на рост численности клеток в зависимости от фазы гидрологического цикла. Так, в апреле численный прирост тест-объекта был наиболее низким в пробах из р. Алей у с. Новоалександровка, а в мае коэффициент К, рассчитанный для проб речной воды у с. Староалейское, п. Корболиха, с. Веселоярск и г. Рубцовск превышал контроль в 2-3 раза.

Более интенсивное по сравнению с контролем развитие хлореллы наблюдалось в апреле в пробах из оз. Новенькое. В мае, напротив, наблюдалось резкое угнетение роста микроводоросли – коэффициент К в конце опыта был в 10 раз ниже контрольного показателя. Численный прирост популяции в мае в воде из оз. Горькое-Перешеечное происходил втрое более интенсивно по сравнению с контролем. А в августе был минимальным. Вода, отобранная в средней части Гилевского водохранилища в различные сроки также оказывала положительное или отрицательное воздействие на рост тест-объекта, обусловленное особенностями гидрологического и гидрохимического режимов, определяющих динамику содержания биогенных соединений, тяжелых металлов, растворенных и взвешенных веществ. Результаты экспериментов, проведенных в мае, согласуются с данными гидрохимических анализов [2], свидетельствующих о максимально высоком содержании Hg и Cr (0.04 и 0.52 мкг/л соответственно) в воде Гилевского водохранилища в сравнении с другими изученными участками р. Алей; в воде оз. Новенькое во время весеннего паводка зарегистрированы превышающие ПДК_{вр} концентрации Ni, Mn, Cd, Pb.

Во всех проведенных тестах скорость роста популяции хлореллы достигала максимума на 1-3 сутки от начала экспозиции с последующим снижением при близких к нулю значениях, что объясняется завершением экспоненциальной фазы роста и свидетельствует об отсутствии отклонений от общей закономерности динамики развития микроводорослей.

В целом за период исследований вода не оказывала выраженного токсического эффекта на рост тест-объекта за исключением проб питьевой воды из р.ц. Локоть в конце зимней межени.

4. Результаты биотестирования воды с использованием дафний.

Анализ данных биотестирования показал, что в марте питьевая вода из населенных пунктов Самарка, Новомихайловка, Локоть и Веселоярск в сравнении с контролем вызывала значительное угнетение процесса воспроизводства тест-организмов до 5, 29, 1 и 18 % соответственно. Высокая токсичность питьевой воды, выявленная дафниевым тестом в р.ц. Локоть, полностью угнетала размножение рачков и согласуется с токсичностью, выявленной на фотобактериях и микроводорослях.

По сравнению с мартом, в апреле в пробах питьевой воды из н.п. Новенькое и Веселоярск реальная плодовитость дафний повысилась до 130 и 108 % соответственно, что свидетельствовало об улучшении качества воды. Незначительно повысилась плодовитость дафний в воде р.ц. Локоть, тогда как в воде с. Новоалександровка данный показатель снизился в 7 раз.

В пробах питьевой воды, отобранных в мае, в н.п. Новенькое и Веселоярск было отмечено снижение воспроизводства дафний почти в 2 раза. Плодовитость дафний в питьевой воде р.ц. Локоть и с. Новоалександровка незначительно возросла, что свидетельствует об улучшении качества воды.

Результаты биотестирования питьевой воды в августе показали, что качество воды в поселке Гилево и р.ц. Локоть улучшилось по сравнению с предыдущими периодами, а в остальных населенных пунктах ухудшилось.

Таким образом, токсичность питьевой воды населенных пунктов имеет сезонную динамику и зависит от фаз гидрологического цикла реки, определяющего уровень грунтовых вод. Наиболее токсичной была вода питьевых источников н.п. Самарка,

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАСЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

Веселоярск и Локоть в марте, с. Новоалександровка в апреле и августе.

При тестировании поверхностных вод бассейна р. Алей с помощью дафний установлено, что в паводковый период (апрель) вода оз. Новенькое вызывала стимуляцию процесса воспроизводства рачков до 170%. Предположительно это обусловлено поступлением большого количества органических соединений со склоновым стоком. По качеству вода соответствует токсичным водам.

В мае качество воды значительно ухудшилось, плодовитость рачков снизилась от 85 до 21% у р.ц. Локоть. Вода Гилевского и Склюихинского водохранилищ уменьшала реальную плодовитость рачков до 40%.

В период летней межени (август) в поверхностных водах бассейна р. Алей качество воды существенно улучшилось. Исключение составляли воды Склюихинского водохранилища, где реальная плодовитость дафний не превышала 27% от контроля, что по качеству соответствует токсичным водам.

Из литературных данных известно, что при анализе токсичности бытовых и промышленных сточных вод чувствительность дафниевых методов сопоставима с чувствительностью бактериальных микробиотестов серии Тохсит [21].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, жители населенных пунктов бассейна р. Алей подвергались в годы испытаний ядерного оружия на Семипалатинском полигоне многофакторному неблагоприятному воздействию на их здоровье, включая внешнее и внутреннее облучение, высокую минерализацию и превышающие ПДК концентрации тяжелых металлов в питьевой воде. В настоящее время содержание радиоактивных веществ в почве ничтожно мало, поэтому опасности облучения населения нет.

На основании рекомендаций МКРЗ с учетом спонтанного уровня летальных новообразований [22], нами дана оценка риска отдаленных последствий

радиационного и токсикологического воздействий наземного ядерного взрыва и недоброкачественной воды на здоровье жителей Алтайского края. Сопоставление данных спонтанного уровня с оценками индуцированных радиационным воздействием выявлено значительное превышение риска гибели от злокачественных новообразований за счет действия радиации при эффективной дозе воздействия более 100 сЗв.

Статистические данные о здоровье населения Алтайского края в период с 1950 по 1994 гг. показали, что в зоне радиационного воздействия с дозами облучения 25 сЗв и выше наблюдается превышение количества летальных исходов, относительно контроля, произошедшее от инфекционных и паразитарных болезней, от злокачественных новообразований, от врожденных аномалий развития в 70-е и 80-е годы, когда в репродуктивный период вступило поколение, рожденное в 50-е годы [3].

Коэффициент риска заболевания индуцированными злокачественными новообразованиями превышает спонтанный уровень в населенных пунктах: Новоалександровка, Локоть и Веселоярск.

Результаты токсикологической оценки качества подземных и поверхностных вод бассейна р. Алей свидетельствуют, что наиболее недоброкачественной по действию на здоровье населения является питьевая вода населенных пунктов Самарка, Корболиха, Гилево, Новоалександровка, Локоть и Рубцовск.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Лоборев В.М., Замышляев В.В., Судаков В.В. и др. Оценка уровней радиоактивного загрязнения территории Алтая и эффективных доз облучения населения от ядерных взрывов, проведенных на Семипалатинском полигоне // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. – Барнаул, 1993. – Т. 1, кн. 2. – С. 5-25.
2. Папина Т.С., Сухенко С.А., Темерев С.В., Артемьева С.С. Тяжелые металлы в водных объектах среднего течения р. Алей // Ядерные испытания, окружающая среда и

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ РИСК ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ, ПОДЗЕМНЫХ И
ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД БАССЕЙНА Р. АЛЕЙ ТОКСИЧЕСКИМИ И РАДИОАКТИВНЫМИ
ВЕЩЕСТВАМИ**

здоровье населения Алтайского края. – Барнаул; 1993. – Т. II, кн. 2. – С. 54-63.

3. Колядо В.Б., Шойхет Я.Н., Кисселев В.И., Колядо И.Б., Дощицин Ю.П. Потери здоровья населения от облучения радиоактивными осадками при ядерных испытаниях (ретроспективная медико-демографическая диагностика и оценка. – Барнаул, 1998. – 234 с.

4. Трофимович Е.М., Турбинский В.В., Макарова М.А. Гигиеническая оценка комплексного действия водного и радиационного факторов на здоровье населения Алтайского края // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. – Барнаул; 1993. – Т. 111, кн. 1. – С. 95–132.

5. Захаров В.М., Кларк Д.М. Биотест – интегральная оценка здоровья экосистем и отдельных видов. – М., 1993. – 68 с.

6. Тушкова Г.И., Эрнестова Л.С., Семенова И.В., Рябенко Н.А., Кратасюк В.А., Кузнецов А.М., Калачева Г.С., Грибовская И.В., Родичева Э.К., Кириллова Т.В. Экотоксикологическая оценка поверхностных и подземных вод Алтайского края // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края: Матер. научн. исследований. – Барнаул; 1993. – Т. 2, кн. 2. – С. 80-103.

7. Кратасюк В.А., Кузнецов А.М., Родичева Э.К., Егорова О.И., Абакумова В.В., Грибовская И.В., Калачева Г.С. Проблемы и перспективы биoluminesцентного тестирования в экологическом мониторинге // Сибирский экологический журнал. – 1966. – № 5. – С. 397-403.

8. Берлянд М.Е. Современные проблемы атмосферной диффузии и загрязнения атмосферы. – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 135 с.

9. Евстигнеев В.В., Тушков Б.П., Лукьянцева М.В. К вопросу о восстановлении доз внешнего облучения жителей Алтайского края по накопленному в почве радиоактивному цезию // Экономика и экология. Антагонизм или сотрудничество: Тез. докл. междунар. научн. конф. – АлтГТУ. – Барнаул: Изд-во АлтГТУ, 1994. – С. 28-31.

10. Евстигнеев В.В., Тушков Б.П., Лукьянцева М.В. Математическое моделирование формирования радиоактивного следа от взрыва 29 августа 1949 г. на Семипалатинском полигоне // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. – Барнаул, 1993. – Т. 1., кн. 2. – С. 172-176.

11. Захаров П.С. Пыльные бури. – Л.: Гидрометеиздат, 1965.

12. Евстигнеев В.В., Тушков Б.П. Радиационное поражение населения после

ядерного взрыва // Проблемы физико-технического образования и атомной промышленности: Сб. докл. междунар. юбилейной науч.-практ. конф. – Томск, 2000. – С. 67-70.

13. Bulich A.A., Marrking L.L., Kimerle R.A. Use of luminescent bacteria for determining toxicity in environments // Aquatic Toxicology / Eds. R.A. Kimerle and L.L. Marking. – Philadelphia: ASTM, 1979. – P. 98-106.

14. Кратасюк В.А., Гительзон И.И. Бактериальная биoluminesценция и биoluminesцентный анализ // Биофизика. – 1982. – Т. 27, вып. 6. – С. 937-953.

15. Ribo M.L., Kaiser K.Z. Photobacterium phosphoreum toxicity bioassay // Toxicity Assessment an International Quarterly. – 1987. – V. 2. – P. 305-332.

16. Пшеничных Р.А., Закиров Ф.Н., Никитина Н.М. Способ определения общей токсичности водных экстрактов почв, сельхозрастений, вод по феномену ингибирования биoluminesценции (методические указания). – Пермь; 1993. – 11 с.

17. Методическое руководство по биотестированию воды РД 118-02-90. – М., 1990. – С. 34-48.

18. Одум Е. Экология. – М., 1968. – 168 с.

19. Лесников Л.А., Исакова Е.Ф., Колосова Л.В. Опыты на дафниях: Метод. рекомендации по установлению ПДК загрязняющих веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М., 1986. – С. 34-48.

20. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection adopted. January, 17, 1977. ICRP Publication 26. – Oxford: Pergamon Press, 1977.

21. Latif M., Persoone G., Janssen C., Coen Wim De, Svoldal K. Toxicity evaluations of wastewater's in Austria with conventional and cost-effective bioassays // Ecotoxicol. and Environ. Safety. – 1995. – V. 32, № 2. – P. 139-146.

22. Руководство для расчета при прогнозировании отдаленной патологии. НКРЗ Минздрава СССР // Фонды ИБФ МЗ РФ, 1986.