

УДК 612.11:599.323.4:57.04:57.084.2

ХИМИЧЕСКОЕ И РАДИАЦИОННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ: ЭФФЕКТЫ В КЛЕТКАХ СИСТЕМЫ КРОВИ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ

© 2018 г. Э. А. Тарахтий*, С. В. Мухачева

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург

*E-mail: tar@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 26.06.2017 г.

С целью оценки влияния на организм низкоуровневого радиационного (Восточно-Уральский радиоактивный след, Свердловская область) и химического загрязнения (выбросы Среднеуральского медеплавильного завода, Свердловская область) природной среды на примере модельного вида – красной полевки (*Myodes rutilus*) исследован комплекс показателей системы крови, содержание в организме радионуклидов и тяжелых металлов. В организме животных с загрязненных территорий выявлены отклонения от контрольных значений состава и размеров эритроцитов, степени их гемоглобинизации, концентрации эритроцитов и диффузионной поверхности, изменение соотношения типов лейкоцитов, их функциональной активности, концентрации и состава клеток селезенки и костного мозга. Наблюдаемые изменения показателей связаны с повышенной аккумуляцией в организме ^{90}Sr , ^{137}Cs , Cd и Pb , они не зависят от природы загрязнения, классифицируются как мобилизация защитно-приспособительных реакций неспецифического характера к условиям трансформированной среды.

Ключевые слова: радионуклиды и тяжелые металлы в компонентах экосистемы, красная полевка, система крови, состав и структура клеток

DOI: 10.7868/S0869803118030098

Неблагополучная экологическая ситуация больших территорий Среднего Урала, сложившаяся в результате радиоактивного загрязнения природных комплексов после инцидентов на Южном Урале в 1957 и 1967 гг. [1, 2, 3], а также многолетних выбросов в атмосферу отходов промышленного производства [4], создает предпосылки поступления загрязнителей в животный организм по пищевым цепям, оказывая негативное воздействие на биоту [5–11]. Поскольку имеет место миграция радионуклидов в природе и полный распад их займет еще многие годы [1, 3, 12] и нет существенных изменений в биогеоценозах при многократном сокращении промышленных выбросов [4, 8, 12, 13], то с научной и практической точек зрения остается актуальной оценка хронического влияния на человека, животных и экосистемы в целом реально существующих негативных факторов – радиационного воздействия в малых и сверхмалых дозах, а также тяжелых металлов. При этом необходимо изучение компенсаторно-адаптационных возможностей организма, с одной стороны, и решение задач охраны окружающей среды – с другой.

Если высокие концентрации загрязнителей приводят к выраженным биологическим эффектам, то их действие в малых дозах нередко остается

скрытым, не проявляется клинически, его трудно оценить и, тем более, вычленить влияние отдельных факторов. Однако они могут индуцировать комплекс изменений в животном организме [7, 8, 14–23] на разных стадиях его формирования [23, 24].

Множество публикаций о воздействии облучения или токсических веществ в малых дозах основано на экспериментальных результатах. Однако остается много неизвестного о резистентности организма в природных популяциях, нет единого мнения о степени риска влияния малых доз на человека и биоту, особенно для адекватного нормирования действия радиации [20, 25–27]. Чем менее интенсивно и более длительно действие токсикантов на организм, тем большее значение приобретают сопутствующие неблагоприятные факторы [28–30]. Для интегральной характеристики влияния окружающей среды и понимания патогенетических механизмов реализации негативного действия воздействующих факторов на организм наиболее информативно количественно-морфологическое исследование клеток кроветворной системы [31]. В многоклеточном организме ни одна ткань не имеет такого количественно-качественного разнообразия клеток, которое свойственно

клеткам крови. Они являются основой жизнеспособности и отличаются значимостью для функционирования организма в целом [20], позволяют выявить скрытые изменения даже при воздействии в малых и сверхмалых дозах [20, 22, 32].

Цель исследования – оценить эффект низкого уровня загрязнения природной среды разного типа – химического и радиационного – на примере одного модельного вида (красной полевки) по комплексу количественно-морфологических и функциональных параметров клеток системы крови, изучить зависимость выявленных изменений от накопления в организме тяжелых металлов и радионуклидов, выявить адаптационные способности организма к условиям измененной среды.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Объектом изучения выбрана красная полевка (*Myodes rutilus*). Этот вид представлен на всех исследованных территориях, обладает достаточной радиоустойчивостью по величине ЛД_{50/30} [33], по сравнению с другими видами лесных полевок накапливает токсиканты в больших количествах [34].

Животных отлавливали живоловками в период массового размножения (июль–август) одновременно на контрольных и опытных территориях. На радиоактивно загрязненных территориях (Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), Каменский район, Свердловская область) отловы проводили в 1992–1993 гг. Опытный участок располагался в буферной зоне центральной трансекты ВУРС (в 86–88 км от места аварии), контрольный – на территории, примыкающей в восточном направлении к центральной трансекте [12, 5]. Территория ВУРС в районе исследований характеризовалась высокой мозаичностью загрязнения: при средней плотности загрязнения 18.5–37 кБк м² (0.5–1 Ки/км²) выявлены отдельные аномалии по ⁹⁰Sr (74–111 кБк/м², 2–3 Ки/км²) и ¹³⁷Cs (до 18.5 кБк/м², 0.5 Ки/км²). Содержание основных дозообразующих долгоживущих радионуклидов ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs [2] превышает величины, регистрируемые на контрольном участке в почве (в 7 и 2 раза соответственно), а также в вегетативных органах травянистых растений (в 10 и 8 раз), составляющих основной рацион красной полевки (табл. 1).

В зоне химического загрязнения (окрестности Среднеуральского медеплавильного завода – СУМЗ) животных отлавливали в 2007–2008 гг. Опытный участок (1–2 км от завода) характеризовался высокой степенью трансформации местобитаний, контрольный – в 30 км от завода, где техногенная нагрузка не отличалась от регионального фона. В результате воздействия промышленных выбросов СУМЗ, функционирующего с 1940 г., сформировались зоны с разной степенью деградации среды [25]. Основные ингредиенты

выбросов – газообразные соединения серы и пылевые частицы с сорбированными химическими элементами (Cu, Zn, Cd, Pb, As, Hg, Fe и др.). С приближением к заводу в почве, травянистой растительности и рационах животных возрастала концентрация меди (в 21, 12 и 9 раз), свинца (в 6, 17 и 5 раз), цинка (в 2–3 раза) и кадмия (в 4 раза; табл. 2) [4, 10, 11].

Животных доставляли в лабораторию, выдерживали в течение суток с целью минимизации эффекта поимки и транспортировки. У каждой особи брали кровь из орбитального синуса под эфирным наркозом и определяли (на гемоанализаторе «Celloscope 401» (Lars Yungberg&Co, Швеция) состав эритроцитов по диаметру (в интервале 3.5–8.9 мкм), вычисляли их параметры (толщина, сферичность – отношение диаметра к толщине, площадь поверхности, концентрацию гемоглобина на единицу площади поверхности, способность крови переносить кислород единицей объема). Другие параметры крови определяли на гемоанализаторе «Abacus junior vet» (Австрия). На мазках крови определяли состав и морфологию лейкоцитов (окраска по Паппенгейму), концентрацию ретикулоцитов (окраска бриллиант-крезиловый голубой), активность системы пероксидаза–пероксид водорода лейкоцитов [35].

Животных забивали дислокацией шейных позвонков, определяли массу тела и селезенки. Готовили клеточную суспензию селезенки, костного мозга бедренной кости для подсчета общего числа клеток (в камере Горяева), мазок костного мозга для изучения миелограммы, пролиферативной активности и индексов созревания ростков кроветворения. Концентрацию эритроцитов и клеток костного мозга нормировали на массу тела.

У тех же полевок определяли уровень токсической нагрузки на организм. У животных с территорий ВУРС в зольном остатке костно-мышечной ткани каждой особи (с удаленными органами и черепом) определяли суммарную β-активность, рассчитанную по ⁹⁰Sr (дозиметрию проводили на универсальной малофоновой установке с торцевым счетчиком «СБТ-13»); для опытной и контрольной выборок определяли суммарное содержание ¹³⁷Cs (на гамма-спектрометре «АИ-256-6» с кристаллом NaI, активированном гелием) и ⁹⁰Sr (радиохимическим методом по дочернему ⁹⁰I с последующей дозиметрией на той же универсальной малофоновой установке, что и ¹³⁷Cs). Данные выражены в Бк/кг сухой массы. Подготовка проб и дозиметрия проведены в отделе континентальной радиэкологии ИЭРиЖ УрО РАН д.б.н. М.Г. Нифонтовой.

У животных из окрестностей СУМЗ определяли концентрацию Pb, Cd, Cu, Zn в печени. Для этого у каждой особи отбирали фрагмент печени, высушивали при температуре 75 °С до воздушно-сухой массы, затем навеску (0.1 г) озоляли методом

Таблица 1. Концентрация радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в гумусовом горизонте почвы, травянистых растениях и организме половозрелых прибылых особей красной полевки с территорий ВУРС

Объект	Участок исследования			
	контрольный		опытный	
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
Почва ¹	90 ± 15	150 ± 3	646 ± 235*	314 ± 100*
Растения ¹	11 ± 2	43 ± 18	120 ± 30*	335 ± 48*
Тушка	41 ± 5	36 ± 9	248 ± 22*	55 ± 20*

Примечание. Приведены среднее арифметическое значение и ошибка среднего.

¹ Данные литературы [3], * – превышение контрольных значений ($p < 0.05$).

Таблица 2. Концентрация тяжелых металлов (мкг/г сухой массы) в гумусовом горизонте почвы, травянистых растениях, содержанием желудка и печени половозрелых сеголеток красной полевки в окрестностях СУМЗ

Объект	Элемент	Участок исследования	
		контрольный	опытный
Почва ¹	Cd	1.2 ± 0.3	4.8 ± 0.3
	Pb	65.9 ± 23.5	378.7 ± 46.4
	Cu	52.2 ± 21.4	1084.4 ± 131.7
	Zn	80.1 ± 9.1	185.1 ± 11.9
Растения ²	Cd	1.9 ± 0.3	6.2 ± 0.7
	Pb	8.4 ± 1.1	135.3 ± 23.5
	Cu	12.2 ± 1.2	144.3 ± 16.7
	Zn	137.8 ± 12.5	455.5 ± 48.4
Содержимое желудка ³	Cd	1.7 ± 0.1	6.3 ± 0.4
	Pb	10.4 ± 0.7	51.5 ± 5.4
	Cu	20.9 ± 0.95	194.5 ± 17.1
	Zn	100.4 ± 3.4	223.8 ± 13.3
Печень	Cd	1.5 ± 0.6	6.2 ± 3.6
	Pb	0.7 ± 0.3	2.9 ± 1.5
	Cu	9.2 ± 0.1	11.2 ± 1.9
	Zn	90.1 ± 5.8	92.9 ± 10.8

Примечание. Приведены среднее арифметическое значение и ошибка среднего.

¹ Концентрация подвижных форм элементов в гумусовом горизонте почвы [4]; ² концентрация элементов в надземной и подземной частях разных видов сосудистых растений [11]; ³ цит. по [10].

мокрой минерализации в 65%-ной азотной кислоте (осч) в микроволновой печи «MWS-2» (Berghof, Германия). Концентрацию элементов (мкг/г сухой массы) определяли методом атомной абсорбции на спектрометре «AAS3» (Analytik Jena, Германия) с использованием пламенного (Cu, Zn) и электротермического (Cd, Pb) вариантов атомизации в лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ ИЭРиЖ УрО РАН.

Статистический анализ полученных данных проводили с помощью «Statistica for Windows» (дискриминантный, дисперсионный, ковариационный анализ), различие параметров оценивали по Tukey-тесту для разного числа животных при $p < 0.05$. В анализ включены только половозрелые сеголетки: 17 особей с территорий ВУРС (9 контрольных – 7 самцов и 2 самки, 8 опытных – 5 самцов и 3 самки), 20 особей

Таблица 3. Результаты дискриминантного анализа совокупности показателей красной полевки с территорий СУМЗ и ВУРС

Выборки полевок	СУМЗ		ВУРС	
	1	2	3	4
СУМЗ опыт, 1		64.150*	32.333*	69.958*
СУМЗ контроль, 2	4.184*		100.524*	225.838*
ВУРС контроль, 3	9.923*	6.475*		58.503*
ВУРС опыт, 4	16.295*	13.638*	13.044*	

Примечание. Над диагональю квадрат расстояния Махаланобиса, под диагональю $F_{9,15}$ – значение. Цифры – выборки полевок. * $p = 0.05$.

с территорий СУМЗ (10 контрольных самцов, из 10 опытных восемь самцов и две самки).

РЕЗУЛЬТАТЫ

По комплексу морфологических и гематологических показателей с помощью дискриминантного анализа установлено, что выборки полевок с исследуемых территорий неравнозначны (табл. 3). Согласно классификационной матрице, 100% животных соответствует априорной классификации.

Радионуклиды и тяжелые металлы из атмосферного воздуха попадают в почву и воду, включаются в биологический круговорот, мигрируют по различным биологическим цепям, несмотря на наличие сложной барьерной системы, ограничивающей избыточное вовлечение экотоксикантов в биогенные циклы [11, 13]. Так, в костно-мышечной ткани красной полевки (ВУРС) уровни накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в 6 и 1.5 раза выше ($p < 0.05$), чем у контрольных животных (табл. 1). Одной из причин различных уровней накопления этих радионуклидов в организме может быть разный характер распределения излучателей в растениях [36, 37]. Концентрации тяжелых металлов в печени красной полевки не превышают величины контрольных особей [38, с. 217].

В условиях химического загрязнения (СУМЗ) в печени полевок повышена концентрация Cd и Pb (в 4 раза, $p < 0.04$), содержание же Cu и Zn остается на уровне контрольных значений, несмотря на увеличенное содержание их в почве, растительности и содержимом желудка (табл. 2). Если Cu и Zn выполняют в организме важнейшие физиологические функции, а механизмы минерального гомеостаза контролируют их содержание в органах и тканях, то Cd и Pb не являются физиологически необходимыми. Превышение ^{137}Cs и ^{90}Sr , Cd и Pb в почве, растительном покрове и организме животных дает основание полагать, что природные комплексы этих территорий подвержены техногенному прессу. Оказывают ли воздействие на организм

накопленные концентрации поллютантов радиационной и химической природы?

С помощью дисперсионного анализа выявлены различимые показатели системы крови между выборками животных ($R\text{-Paos}_{25,53} = 2.477$, $p < 0.003$).

У полевок с опытного участка ВУРС (рис. 1) повышена концентрация эритроцитов (11.3 против 6.1 млн /мкл с контрольного, $p < 0.05$), в их составе в 2–3 раза возросло число клеток диаметром 3.5–5.4 мкм. У полевок СУМЗ концентрация эритроцитов остается на уровне контрольных значений, возросло ($p < 0.05$) в 1.5 раза лишь число клеток диаметром 5.4 мкм, в большей мере (в 2.3 раза) их число возросло у полевок ВУРС, а также клеток диаметром 4 мкм. Изменение состава популяции эритроцитов и структуры клеток играет определенную роль в обеспечении тканей кислородом. В структуре эритроцитов опытных полевок ВУРС и СУМЗ относительно соответствующих контрольных выборок (рис. 2, а) отмечено уменьшение ($p < 0.09$) среднего диаметра (5.7 против 6.2 мкм и 4.3 против 4.8 мкм соответственно), при этом у первых он больше (5.7 против 4.3 мкм, $p < 0.05$), клетки меньшей толщины (2 против 2.6 и 3.2 против 2.4 соответственно) и сферичности – отношение диаметра к толщине (2.9 против 2.5 и 1.5 против 1.8 соответственно). Эритроциты особей ВУРС меньшего объема (51.3 против 79.3 мкм³, $p < 0.05$), меньше ($p < 0.06$) содержат гемоглобина (MCH 15.0 против 22.0 пг), имеющего связь с концентрацией Zn ($r = 0.84$, $p < 0.05$). У полевок ВУРС и СУМЗ с опытных участков имеет место тенденция к увеличению концентрации гемоглобина в эритроците (MCHC 29.1 против 28.0% и 37.5 против 35.2% соответственно), причем у последних она выше (37.5 против 29.1, $p < 0.002$). Как видно, направленность и степень отклонений от контрольных значений среднего диаметра эритроцитов и концентрации гемоглобина в эритроците у полевок с загрязненных территорий сопоставимы, но величины их различны.

Увеличение доли “мелких” эритроцитов показано при низко интенсивном хроническом рентгеновском облучении крыс, что авторы

характеризуют как компенсаторно-адаптационные процессы [39], а также при повышенном содержании Cd в крови мышей [14]. Такое явление вполне объяснимо с позиций общего физико-химического закона: чем более мелкодисперсная среда, тем больше площадь соприкосновения двух фаз, выше скорость диффузии, т.е. морфологическая дифференциация эритроцитов тесно связана со способностью клеток крови транспортировать газы, обуславливая более высокую кислородную емкость и более эффективное обеспечение организма кислородом.

В оксигенации тканей определяющую роль играет площадь поверхности эритроцита. У опытных полевок ВУРС и СУМЗ (рис. 2, а) она составляет 0.85 и 0.88 от контрольной величины, тогда как суммарная площадь эритроцитов в 1 мкл крови у первых увеличилась (278.2 против 182.7 мкм², $p < 0.05$) за счет возрастания их концентрации, но осталась более низкой ($p < 0.001$), чем у особей СУМЗ (421.0 против 431.9 мкм² контрольных, $p < 0.09$). Более информативный показатель, чем концентрация гемоглобина в крови, – отношение концентрации гемоглобина крови к площади поверхности эритроцитов [40]. Значение этого показателя у полевок ВУРС имеет тенденцию к снижению ($p < 0.08$), СУМЗ – нарастанию (рис. 2, а). У тех и других отмечена тенденция к повышению кислородной емкости крови и в большей мере у полевок ВУРС (45.1 против 24.7 и 76 против 69 у контрольных особей соответственно, рис. 2, а), при этом кислородная емкость крови и концентрация Zn в печени у полевок СУМЗ имеют прямую связь ($r = 0.86$, $p < 0.05$).

Как видно, при внешней простоте и кажущейся однородности эритроциты одной популяции отличаются друг от друга, а потому вклад разных групп эритроцитов в оксигенацию и газотранспортную функцию не может быть одинаковым. Наблюдаемые изменения в клетках отражают действие адаптационных механизмов, направленных на повышение эффективности поддержания гомеостаза в условиях измененной среды.

При индикации различных воздействий исследуют, как правило, концентрацию эритроцитов, гемоглобина, гематокрит. Величины концентрации гемоглобина у полевок опытной выборки ВУРС возрастают (17.3 против 12.7 мг%, $p < 0.05$), СУМЗ – сохраняются на уровне контрольных животных (16.1 против 15.9 мг%, рис. 1), больше у первых и величина гематокрита (53.2 против 43.4%, $p < 0.05$). В условиях химического загрязнения природной среды и повышенном содержании Cd и Pb в крови [14] и печени [15] у лесных мышей величина гематокрита снижена. Этот показатель предложено использовать в качестве малоинвазивного экотоксикологического биомаркера [15]. В нашем случае для красной полевки эта связь невелика ($r = 0.29$).

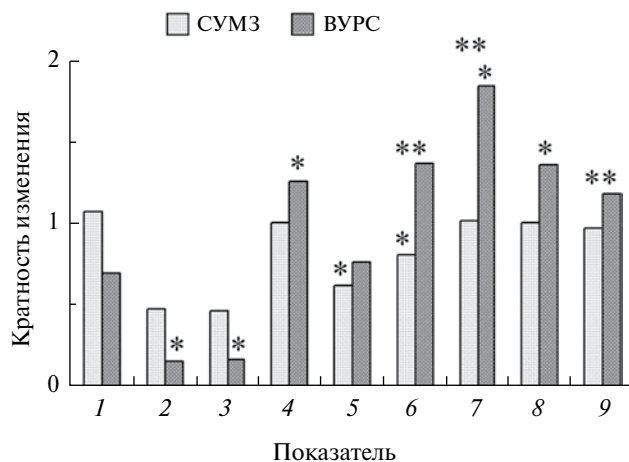


Рис. 1. Показатели крови и кроветворных органов красной полевки с опытных территорий ВУРС и СУМЗ относительно значений контрольных животных, принятых за единицу: 1 – масса тела, г; 2 – масса селезенки, мг; 3 – число клеток в селезенке, млн; 4 – концентрация клеток в селезенке, млн/мг; 5 – концентрация клеток костного мозга в бедренной кости, млн/бедро; 6 – концентрация лейкоцитов, тыс./мкл; 7 – концентрация эритроцитов, млн/мкл; 8 – гемоглобин, г%; 9 – гематокрит, %. Здесь и на рис. 2: * $p < 0.05$ для показателей между контрольной и опытной группой, ** $p < 0.05$ между группами опыта с загрязненных участков.

Как видно, у красной полевки в условиях загрязненной среды проявляются количественные и качественные изменения эритроцитов. Ответной реакцией организма на любые воздействия являются реакции газотранспортной функции крови, необходимые для поддержания температуры тела, интенсивности обмена веществ и обеспечения энергией мышечной деятельности, поддержания гомеостаза в измененной среде [41].

Изменение концентрации лейкоцитов у полевок опытной выборки не однотипно: у особей СУМЗ она уменьшается (3.8 против 4.7 тыс./мкл, $p < 0.02$), у полевок ВУРС – заметна тенденция к повышению (4.1 против 3 тыс./мкл, рис. 1). Для оценки кроветворения “белой” крови более весомым показателем, чем общее число лейкоцитов, считается лимфоцитарно-нейтрофильный профиль, характеризующий реактивность организма [42]. У подопытных групп животных проявляется тенденция к изменению показателя – возрастанию у особей ВУРС (3.8 против 2.6), снижению у особей СУМЗ (7.1 против 9.2). В составе лейкоцитов у первых нейтрофилы представлены типами клеток вплоть до миелоцитов, у вторых основную долю нейтрофилов составляют сегментоядерные, число которых возросло вдвое, не найдено миелоцитов, заметно больше моноцитов, уровень которых коррелирует с концентрацией Zn ($r = 0.84$, $p < 0.05$). Разнонаправленная реакция моноцитов

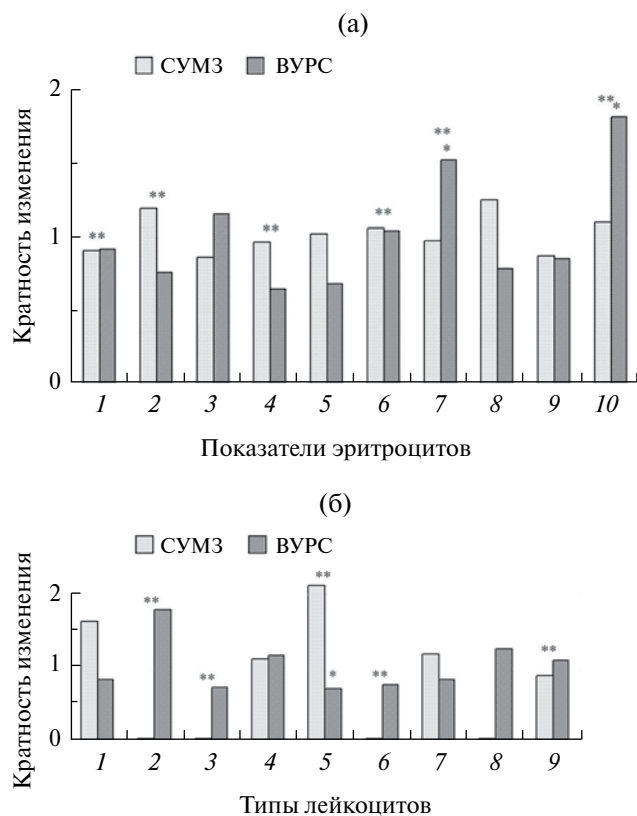


Рис. 2. Параметры эритроцитов (а), состав лейкоцитов (б) крови красной полевки с опытных территорий ВУРС и СУМЗ относительно показателей контрольных животных, принятых за единицу.

а. Параметры эритроцитов: 1 – средний диаметр, мкм; 2 – толщина, мкм; 3 – сферичность; 4 – средний объем, мкм³; 5 – содержание гемоглобина в эритроците, пг; 6 – концентрация гемоглобина в эритроците, %; 7 – площадь поверхности эритроцитов в 1 мкл крови, мкм²/мкл; 8 – концентрация гемоглобина в единице площади поверхности эритроцита; 9 – площадь поверхности эритроцита, мкм²; 10 – кислородная емкость крови.

б. Состав лейкоцитов, %: 1 – все нейтрофилы (Н), 2 – миелоциты, 3 – метамиелоциты, 4 – палочкоядерные, 5 – сегментоядерные, 6 – эозинофилы, 7 – моноциты, 8 – базофилы, 9 – лимфоциты.

и лимфоцитов у тех и других, а также отношения палочкоядерные/сегментоядерные может быть следствием как токсической нагрузки, так и ответом, направленным на развитие защитных реакций и поддержание гомеостаза (рис. 2, б). Схожая картина в формуле крови отмечена у сельскохозяйственных животных, подверженных влиянию тяжелых металлов [7], а также у животных в эксперименте [43]. Изменение соотношения типов иммунокомпетентных клеток при хроническом облучении у человека характерно для «старения» иммунной системы [44].

Для оценки функционального состояния лейкоцитов использован надежный и непосредственно связанный с жизнеспособностью организма

показатель – активность системы пероксидаза–пероксид водорода лейкоцитов с учетом степени активности клеток для красной полевки с территорий СУМЗ. Эта система является молекулярной основой неспецифического иммунитета, обладает антимикробным, антивирусным и противоопухолевым действием [35]. Установлено, что у особей опытной зоны коэффициент активности лейкоцитов составляет 46.4 против 38.2 в контрольной выборке и коррелирует с содержанием Pb ($r = -0.62$). Повышение активности лейкоцитов рассматривается как защитная клеточная реакция. При длительном воздействии Pb и Cd в эксперименте выявлено снижение активности нейтрофилов, числа лимфоцитов, повреждение оболочек лейкоцитов и эритроцитов [17]. Разнонаправленная реакция активности лейкоцитов наших наблюдений и эксперимента может быть связана с методом оценки или разной токсической нагрузкой.

Для понимания путей изменчивости состава и структуры клеток крови исследован ряд параметров костного мозга и селезенки – кроветворного органа у мелких млекопитающих. В опытной выборке полевок ВУРС найдено 6-кратное снижение массы и клеточности селезенки ($p < 0.03$), при этом тенденция к увеличению концентрации клеток на единицу массы органа может быть связана с активацией кроветворной функции (рис. 1). Меньше клеток и в костном мозге у полевок ВУРС (16.0 против 25.8 млн./бедро, $p < 0.01$), тенденция к снижению – у особей СУМЗ (6.2 против 8.2, $p > 0.05$), при этом уровни клеточности у первых выше ($p < 0.03$). Установлена связь ($p < 0.05$) клеточности костного мозга ($r = -0.93$ и $r = -0.85$), селезенки ($r = -0.80$ и $r = -0.77$) с концентрацией соответственно Cu и Zn, коррелированных и между собой ($r = 0.92$).

В процессе костномозгового кроветворения интенсивную регенерацию системы крови обеспечивает размножение части стволовых клеток, деление специализированных клеток-предшественников, их дифференцировка в тот или иной росток, дифференцировка клеток в ростке, созревание и выход их в кровь. При исследовании миелограммы у полевок ВУРС выявлено изменение соотношения клеток между отдельными ростками кроветворения и в пределах ростка. При тенденции к увеличению в составе миелокариоцитов доли эритроидных клеток (27.9 против 21.7%, $p = 0.08$) в составе этого ростка больше ($p < 0.05$) эритробластов (1.25 против 0.91%), базофильных нормобластов (3.7 против 2.6%), выше митотическая активность (44 против 22%, $p < 0.03$), ниже индекс созревания эритроцитов (0.78 против 1.27). В пользу усиления эритропоэза свидетельствует и снижение (в 1.3 раза) лейко-эритроцитарного отношения. Возможно, что эритропоэз стимулируют клетки селезенки, изменяя клеточные взаимодействия и активируя

Таблица 4. Результаты ковариационного анализа показателей системы крови красной полевки с химически загрязненных территорий (окрестности СУМЗ)

Зависимая переменная	Ковариата	b_i	s.e.(b_i)	β_i	$t(1)$	$p \leq$
Концентрация клеток в селезенке	Cd	0.138	0.032	0.907	4.344	0.005
Эритроциты, нормированные к массе тела	ZN	0.023	0.007	1.588	3.443	0.018
	CU	-0.087	0.038	-1.088	-2.258	0.074
Средний диаметр эритроцита	CU	-0.364	0.014	-0.942	-25.116	0.025
	ZN	0.087	0.002	1.689	43.470	0.015
	CD	0.101	0.003	0.550	37.456	0.017
	PB	-0.080	0.006	-0.207	-13.812	0.046
Лейкоциты палочкоядерные	CU	1.598	0.815	1.348	1.961	0.098
Лимфоциты	PB	5.538	2.772	0.768	1.997	0.093
Моноциты	CD	0.466	0.224	0.584	2.081	0.092
Активность лейкоцитов (К)	PB	-13.008	5.563	-0.643	-2.338	0.067

процессы формирования эритробластических островков [44]. Следует отметить также убыль лимфоидных клеток (29.4 против 33.4%, $p < 0.08$).

Изменения подобной направленности в эритроидном ростке кроветворения зарегистрированы у людей, проживающих на радиационно загрязненных территориях [45], у плотвы (*Rutilus rutilus*) в загрязненной р. Теча (46), зарегистрированы сдвиги показателей крови и структуры эритроцитов при концентрации в крови Cd и Pb большей в 3–4 раза у лесных мышей, чем у особей с чистых территорий [14, 15], при экспериментальном отравлении Pb [17], существенные изменения в числе и структуре хромосом выявлены у мелких млекопитающих с химически [16] и радиационно загрязненных территорий [47].

В миелоидном ростке костного мозга у особей красной полевки с опытных территорий ВУРС при незначительной убыли общего числа клеток (38.7 против 40.6%, $p > 0.05$) и миелобластов (0.8 против 1.1%, $p < 0.09$) выше митотическая активность (28 против 18%, $p < 0.03$). Заметна тенденция к возрастанию базофилов (0.45 против 0.29%, $p < 0.09$), одной из функций которых является продукция супероксида и пероксида водорода,

связывающих активные радикалы, а также моноцитов (в 1.1 раза) и эозинофилов (в 1.3 раза), продукты выделения которых способны активировать пролиферативные процессы в кроветворной ткани.

В костном мозге полевок СУМЗ общее число клеток миелоидного ростка практически не изменяется (в 1.8 раза больше контрольного). Об усилении эритропоэза свидетельствует увеличение числа клеток этого ряда (в 1.8 раза), митотической активности (в 1.5 раза), снижение лейкоэритроцитарного отношения (в 1.9 раза), увеличение уровня ретикулоцитов в крови (2.1 против 1.1% у контроля).

Таким образом, в костном мозге красной полевки в условиях измененной среды наблюдаемое перераспределение клеток между ростками и в пределах ростка, усиление пролиферации клеток можно отнести к действию компенсаторно-адаптационных механизмов, направленных на поддержание энергетических и структурных ресурсов организма как необходимого условия для компенсации морфофункциональных нарушений в организме, вызванных действующим фактором [43]. Сопряженная изменчивость показателей системы крови

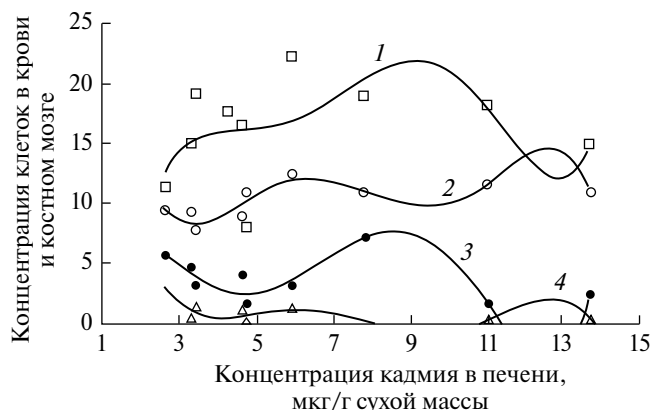


Рис. 3. Изменение клеточности костного мозга (1), концентрации эритроцитов (2), лейкоцитов (3), ретикулоцитов (4) крови в сопоставлении с уровнем накопления кадмия в печени красной полевки с опытного участка СУМЗ.

отражает один из способов регуляции функций кроветворной системы, поскольку количественные изменения любого элемента системы крови невозможны без вовлечения в процесс других компонентов [41].

Влияние тяжелых металлов на параметры системы крови красной полевки показано с помощью ковариационного анализа (табл. 4). Если разные типы лейкоцитов под воздействием Cu, Pb и Cd имеют лишь тенденцию к изменению, то Cd оказывает влияние на селезенку, выявлена (при $p < 0.05$) прямая связь числа спленоцитов и концентрации Cd ($r = 0.81$), здесь в качестве антагонистов действуют Cu и Zn ($r = -0.81$, $r = -0.77$). Все металлы влияют на диаметр эритроцитов ($F_{4,1} = 1263.9$, $p < 0.02$), Zn — на их количество ($r = 0.90$, $p < 0.05$). При неразличимой между группами концентрации Zn в печени ($p > 0.05$) в мазках крови обнаружены эритроциты с участками вогнутой поверхности. Такие формы эритроцитов (книзоциты) предложены в качестве индикаторов цинковой интоксикации у человека [48]. Влияние Zn на эритроциты можно объяснить существованием тонкой концентрационной грани между эссенциальными и токсическими свойствами металла [48], о чем свидетельствует увеличение числа микроядер в костном мозге, базофилов в крови крыс при концентрации Zn 7.31 мкг/г, накопленной при многократном введении и не отличимой от 6.9 мкг/г в норме. Разнообразные структуры ядер эритроцитов при воздействии Pb, Cd, Cu, Zn обнаружены у рыб [28].

На примере показателей системы крови, не вошедших в ковариационный анализ, — общая клеточность костного мозга, концентрация ретикулоцитов, эритроцитов и лейкоцитов, описанных полиномиальными кривыми, наиболее приближенными к экспериментальным точкам, можно

видеть, что динамика изменчивости в зависимости от накопления Cd не однотипна (рис. 3). Она схожа для костного мозга и лейкоцитов, эритроцитов и ретикулоцитов, но разнонаправлена у лейкоцитов и эритроцитов, что может быть следствием перераспределения клеток между ростками в пользу лейкоцитов. В костном мозге после первоначального подъема заметно снижение клеточности при концентрации Cd выше 7 мкг/г сухой массы печени.

Таким образом, радионуклиды и тяжелые металлы, накопленные в организме красной полевки в условиях загрязненной среды, вызывают отклонения ряда показателей крови и кроветворных органов от величин контрольных животных. Выявленные значимые изменения показателей, как и проявившие тенденцию к изменению в пределах физиологических границ, направлены на поддержание функции системы крови, что не ведет к нарушению течения жизненных процессов и свидетельствует об адаптационной возможности системы.

ОБСУЖДЕНИЕ

Исследование комплекса параметров системы крови на одном виде животных позволило выявить влияние радиационного и химического загрязнения природной среды и сопоставить ответные реакции системы крови на загрязнение разной природы. Механизмы этих реакций связаны с уменьшением клеточности кроветворных органов, перераспределением клеток в костном мозге, увеличением митотической активности, количественными и качественными изменениями клеток крови. Качественные изменения эритроцитов обусловлены перестройкой в системе эритропоэза, направленной на изменение размеров и степени гемоглобинизации эритроцитов, изменения лейкоцитов обусловлены функциональной перестройкой, они имеют связь с влиянием ^{90}Sr и ^{137}Cs , а также Cd, Pb, Cu, Zn.

Прямое действие Cd на эритроциты и их предшественников в кроветворных органах доказано в эксперименте [18]. Легко накапливаясь в быстро размножающихся клетках, он связывается с цитоплазматическим и ядерным материалом клеток и повреждает их [18]. Данные красной полевки дают основание полагать, что барьерные системы организма не ограничивают поступление Cd из желудка, он оказывает влияние на организм, клеточном и субклеточном уровнях, что подтверждают исследования и на других видах зверьков, обитающих в зоне воздействия антропогенных токсикантов [6, 14, 15].

Механизм токсического действия Pb на кровь связан с нарушением процесса синтеза гема, угнетением эритропоэза, повреждением мембраны

эритроцитов, что снижает их стойкость и ускоряет гибель [17, 49, 50]. Сокращению продолжительности жизни эритроцитов способствует увеличение их сферичности, характерное для особей красной полевки с опытных территорий СУМЗ. В механизме действия Pb и Cd есть много общего. В организме они связывают сульфгидрильные группы белков, активизируя тем самым процессы перекисного окисления липидов клеточных мембран, ингибирование ряда ферментных систем и нарушение их функции [17, 18, 49, 50]. Легко проникая через плацентарный барьер (23, 24), они вызывают повышенную эмбриональную смертность [6], скелетные нарушения в пренатальном и постнатальном периоде [50], иммунодефицит [16, 49, 50], задержку физического развития [23]. В обзоре иностранных работ показано, что сочетанное действие Pb и Cd в низких дозах имеет четко выраженный кумулятивный или синергический эффект, приводит к нарушению физиологических и биохимических параметров крови, обладает генотоксическим и цитотоксическим потенциалом, вызывает расстройство метаболизма костной ткани, усиливает повреждающее действие других компонентов окружающей среды [28]. Может иметь место и менее выраженный токсический эффект совместного действия Pb и Cd, чем их раздельного влияния, что может быть связано с конкуренцией между металлами в процессе накопления их в органах [28].

Среди радионуклидов ^{90}Sr – β -излучатель, один из опасных в токсикологическом отношении. Попадая в организм, он всасывается в желудочно-кишечном тракте (10–80%), быстро появляется в крови и локализуется в костной ткани [51], где оказывает непосредственное влияние на стволовые клетки костного мозга, примыкающие к эндостальным клеткам кости остеобластам и остеокластам [52]. Прямое действие радионуклида у красной полевки может отражать концентрация гемоглобина в эритроците, синтезируемого в процессе кроветворения. К поражению кроветворной системы приводит и длительное воздействие небольших доз ^{137}Cs [51]. ^{137}Cs – β - и γ -излучатель, высокотоксичен, независимо от пути поступления он равномерно распределяется в организме и воздействует на все органы, в том числе на селезенку. Он свободно проходит через гистогематические барьеры и в значительном количестве проникает в головной мозг, у беременных особей – через плаценту в плод [24].

По содержанию ^{137}Cs в костно-мышечной ткани красной полевки нами были рассчитаны ориентировочные дозы, для контрольных особей они составляют 10 сГр, для подопытных – 30 сГр. О влиянии доз такого уровня достаточно много данных в литературе, поддерживающих полученные нами результаты. Например, у людей, длительно пребывающих на радиоактивно загрязненных

территориях, суммарные поглощенные дозы на костный мозг составляют 33 сГр, минимальные дозы пролонгированного действия низкоинтенсивной радиации, вызывающие системные реакции, находятся в диапазоне единиц мГр [22]. Они вызывают увеличение числа делящихся клеток, нарушение работы системы клеточного обновления, торможение дифференцировки ядросодержащих клеток, замедление процесса созревания уже безъядерных эритроцитов. Состояние мембран и активность индикаторных ферментов антиоксидантной системы эритроцитов свидетельствуют о нарушениях эритрона, в составе пула эритроцитов крови значимую часть составляют физиологически неполноценные клетки [22]. Эффекты уровня 8–30 сГр при кратковременном однократном тотальном облучении характеризуются достоверными отклонениями от контроля показателей кроветворной, иммунной, нейроэндокринной систем, которые не выходят за пределы физиологической нормы, но при дополнительном воздействии других вредных факторов могут способствовать развитию заболеваний. С медико-биологических позиций к малым относят дозы, которые не вызывают серьезных нарушений, они не превышают 20 сГр. На молекулярном и клеточном уровне, начиная с дозы 10 сГр, возрастает выраженность неблагоприятных эффектов, имеются указания на нестабильность генома у потомков облученных клеток, значим риск отдаленных эффектов [53]. У мелких млекопитающих с периферии ВУРС цитогенетические эффекты вызывают дозы 0.1–0.2 сГр [34], с территорий ЧАЭС при концентрации в тканях 1–120 Бк/кг ^{137}Cs и 1–20 Бк/кг ^{90}Sr возрастают величины микроядерного теста [9]. Концентрация радионуклидов в тушке красной полевки с территории ВУРС превышает эти величины (табл. 1). При изучении влияния облучения низкой интенсивности в малых дозах на генетический и мембранный аппараты клеток животных установлено, что нет абсолютно безопасной дозы, радиационные поражения – это генетические поражения, они передаются из поколения в поколение и распространяются в популяции [54]. Уровень опасного облучения, как и воздействия тяжелых металлов, для каждого организма зависит от дозы, длительности воздействия, состояния организма и других факторов [27]. Последствия хронического низкоинтенсивного действия ионизирующей радиации, такие как изменение распределения фаз клеточного цикла миелокариоцитов [22], клеточного состава крови и нарушения гемопоэза [45], отсутствие адаптивного ответа облученных клеток и организма и их отдаленных потомков [21], гормональный дисбаланс в ряду поколений крыс [55], сохраняются практически до конца жизни. Выявленные нами отклонения параметров системы крови у красной полевки с загрязненных территорий также выявлены через много поколений.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На примере модельного вида – красной полевки (*Myodes rutilus*) установлено, что низкоуровневое радиационное и химическое загрязнение природной среды приводит к превышению в организме ^{90}Sr , ^{137}Cs , Cd и Pb относительно уровня контрольных особей, животные подвержены влиянию поллютантов. Накопление Zn и Cu между выборками опытных и контрольных полевков статистически не различимо, однако отмечено их влияние на параметры эритроцитов, клеточность селезенки и костного мозга.

Выявленные изменения показателей, как и проявившие тенденцию к изменению в пределах физиологических границ, рассматриваются как защитно-приспособительные реакции к условиям трансформированной среды, они не зависят от природы загрязнения, скорее обусловлены разным уровнем накопления в организме. Эффект тяжелых металлов реализуется как путем сочетанного, так и антагонистического действия. Общим в механизме действия радионуклидов и тяжелых металлов можно считать прямое влияние на клетки кроветворных органов.

Изменчивость показателей системы крови полевок с загрязненных территорий протекает по количественному и качественному пути. Качественная перестройка “красной” крови состоит в перестройке эритрона, направленной на изменение размеров, степени гемоглобинизации эритроцитов, увеличение диффузионной поверхности за счет увеличения концентрации эритроцитов со сдвигом в сторону клеток малого диаметра, обеспечивающих более высокую кислородную емкость крови и более эффективное обеспечение тканей кислородом. Количественно-качественная перестройка показателей “белой” крови состоит в изменении соотношения типов лейкоцитов, усилении их функциональной активности, направленной на повышение реактивности организма и снижение токсического действия поллютантов.

Полученные данные комплексного биологического ответа отражают реальное качество природной среды изученных территорий СУМЗ и ВУРС, позволяют глубже понять степень потенциальных экологических рисков для окружающей среды и здоровья человека, могут иметь теоретическое и практическое значение для нормирования техногенных нагрузок.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас Восточно-Уральского и Карачаевского радионуклидных следов, включая прогноз до 2047 года / Под ред. Ю.А. Израэля. М.: ИГКЭ Росгидромета и РАН, фонд «Инфосфера», 2013. 140 с.
2. Тетерин А.Ф. Эколого-климатические особенности зоны Восточно-Уральского радионуклидного загрязнения. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. 368 с.
3. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваяева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Т. 2. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. 400 с.
4. Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю. Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почвы в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов // Почвоведение. 2017. № 8. С. 1009–1024.
5. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваяева Е.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радионуклидного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург: Изд-во Гошицкий, 2008. 204 с.
6. Ивантер Э.В., Медведев Н.В. Влияние техногенных загрязнений на популяции мелких лесных грызунов // Докл. АН. 2015. Т. 464. № 6. С. 758–761.
7. Донник И.М., Шкуратова И.А., Шушарин А.Д. и др. Влияние экологических факторов на организм животных // Ветеринария. 2007. № 6. С. 38–42.
8. Моисеева К.В., Кривоногова А.С., Исаева А.Г., Суздальцева М.А. Оценка выведения ксенобиотиков из организма продуктивных животных при их поступлении алиментарным путем // Аграр. вестн. Урала. 2016. № 10 (152). С. 27–30.
9. Бурдо О.О., Вишневский Д.А., Липская А.И. // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радионуклидного загрязнения среды. Сыктывкар: Коми науч. центр УрО РАН, 2014. 360 с.
10. Мухачева С.В. Особенности питания рыжей полевки в условиях техногенного загрязнения среды обитания // Сиб. экол. журн. 2005. № 3. С. 523–533.
11. Безель В.С., Мухачева С.В., Трубина М.Р. и др. Продукция природных экосистем в пищевых рационах населения Свердловской области // Аграр. вестн. Урала. 2010. № 6. С. 61–65.
12. Трапезников А.В., Юшков П.И., Николкин В.Н. и др. Радионуклиды в экосистеме озера Тыгиш на территории Восточно-Уральского радионуклидного следа // Экология. 2003. № 3. С. 184–193.
13. Мухачева С.В. Многолетняя динамика концентрации тяжелых металлов в корме и организме рыжей полевки (*Myodes glareolus*) в период снижения выбросов медеплавильного завода // Экология. 2017. № 6. С. 461–471.
14. Rogival D., Schleeirs J., Wim De Coen et al. Metal blood levels and hematological characteristics in wood mice (*Apodemus sylvaticus*) along a metal pollution gradient // Env. Tox. and Chem. 2006. V. 25. P. 149–157.
15. Tete N., Afonso E., Bouguerra G., Scheifler R. Blood parameters as biomarkers of cadmium and lead exposure and effects in wild wood mice (*Apodemus sylvaticus*) living along a pollution gradient // Chemosphere. 2015. V. 138. P. 940–946.
16. Ильинских Н.Н., Козлова С.А., Ильинских И.Н. и др. Цитогенетические изменения в костном мозге красной полевки (*Clethrionomys rutilus*, Pall.), обитающей

- на территории с повышенным содержанием кадмия в окружающей среде (респ. Алтай) // Вестн. Томск. гос. ун-та. Биология. 2011. № 2 (14). С. 110–116.
17. *Рязанов И.А., Осипов А.Н., Сыпин В.Д. и др.* Изменения структурно-функциональных показателей клеток системы крови мышей при длительном воздействии свинца и кадмия // Токсикол. вестн. 2001. № 5. С. 2–5.
 18. *Тугарев А.А.* Влияние кадмия на морфофункциональные характеристики эритроцитов: Автореф. дис. канд. биол. наук. М.: МПГУ, 2003. 20 с.
 19. *Piao F., Yokoyama K., Mab N., Yamauchi T.* Subacute toxic effects of zinc on various tissues and organs of rats // Toxicol. Lett. 2003. P. 28–35.
 20. *Бурлакова Е.Б., Аткарская М.В., Фаткуллина Л.Д., Андреев С.Г.* Радиационно-индуцированные изменения структурного состояния мембран клеток крови человека // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 2. С. 162–168.
 21. *Пелевина И.И., Алещенко А.В., Антошина М.М. и др.* Молекулярные и клеточные последствия аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2011. Т. 51. № 1. С. 154–161.
 22. *Измествьева О.С., Лузянина А.А., Еришова И.Л., Жаворонков Л.П.* Изучение влияния низкодозового гамма облучения на функциональное состояние эритроцитов периферической крови крыс // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 5. С. 493–499.
 23. *Мухачева С.В., Безель В.С.* Тяжелые металлы в системе “мать-плацента-плод” у рыжей полевки в условиях загрязнения среды выбросами медеплавильного комбината // Экология. 2015. № 6. С. 444–453.
 24. *Куликова В.Г.* Переход радиоактивных изотопов от матери к потомству // Труды ин-та экологии растений и животных, Уральский филиал АН СССР. 1970. Вып. 68. С. 55–61.
 25. *Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
 26. *Рисник Д.В., Беляев С.Д., Булгаков Н.Г. и др.* Подходы к нормированию качества окружающей среды. Законодательные и научные основы существующих систем экологического нормирования // Успехи соврем. биол. 2012. Т. 132. № 6. С. 531–550.
 27. *Михеев А.Н.* Малые “дозы” радиобиологии // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 336–350.
 28. *Островская С.С., Шаторная В.Ф., Колосова И.И.* Сочетанное воздействие свинца и кадмия на организм (обзор иностранной литературы) // Ученые записки Таврич. нац. ун-та им. В.И. Вернадского. Сер. Биология, химия. 2014. Т. 27 (66). № 3. С. 93–101.
 29. *Тарахтий Э.А., Мухачева С.В.* Реакция системы крови лесных полевок на стресс на фоне хронического химического загрязнения среды // Успехи соврем. биол. 2011. Т. 131. № 6. С. 613–621.
 30. *Кудяшева А.Г., Таскаев А.И.* Адаптивные реакции процессов дегидрирования у полевки-экономки при дополнительных воздействиях физической природы // Радиационная биология. Радиоэкология. 2011. Т. 51. № 5. С. 549–558.
 31. *Козинец Г.И., Высоцкий В.В., Захаров В.В. и др.* Кровь и экология. М.: Практич. медицина, 2007. 432 с.
 32. *Цыб А.Ф., Хаит С.Е., Матвеев В.Г. и др.* Динамическое исследование показателей крови населения загрязненных радионуклидами территориях Калужской области и ликвидаторов 1986–1993 годов // Мед. радиология и радиац. безопасность. 1996. Т. 44. № 4. С. 3–7.
 33. *Ильенко А.И., Исаев С.И., Рябцев И.Н.* Величина гибели при облучении в разных дозах и LD_{50/30} для некоторых видов грызунов // Радиобиология. 1974. Т. 14. Вып. 4. С. 572–575.
 34. *Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Нифонтова М.Г., Чибиряк М.В.* Накопление радионуклидов мелкими млекопитающими, обитающими на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная безопасность и защита населения. Екатеринбург: Урал. гос. мед. ин-т, 1995. С. 31–33.
 35. *Роговин В.В., Бут П.Г.* Способ определения активности системы пероксидаза-эндогенная перекись водорода в лейкоцитах крови на мазках // Патент РФ № 2022241 С1, октябрь, 1994.
 36. *Караваяева Е.Н.* Влияние влажности почвы на поведение стронция-90, цезия-137 и церия-144 в системе почва-растение // Труды ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР. 1975. Вып. 95. С. 35–48.
 37. *Гудков И.Н.* Радиоэкологический парадокс? // Радиационная биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 3. С. 358–362.
 38. *Большаков В.Н., Васильев А.Г., Шарова Л.П.* Фауна и популяционная экология землероек Урала (*Mammalia, Soricidae*). Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 1996. 268 с.
 39. *Дацюк Л.А., Старанко У.В., Сибирная Н.А. и др.* Компенсаторно-приспособительные реакции, реализуемые в эритроидном ростке кроветворения при хроническом радиационном воздействии // Вестн. Челяб. гос. пед. ун-та. 2013. № 12. С. 193–204.
 40. *Kostelecka-Myrcha A.* The ratio of amount of haemoglobin to total surface area of erythrocytes in mammals // Acta Theriol. 2002. V. 47. P. 209–222.
 41. *Экологическая физиология животных // Физиол. системы в процессе адаптации и факторы среды обитания / Отв. ред. А.Д. Слоним. Ч. 2. Л.: Наука, 1981. 528 с.*
 42. *Гаркави Л.Х., Квакина Е.Б., Уколов М.А.* Адаптационные реакции и резистентность организма. Ростов н/Д.: Изд-во Ростов. ун-та, 1990. 224 с.
 43. *Латюшин Я.В.* Закономерности молекулярно-клеточных адаптационных процессов в системе крови при остром и хроническом гипокинетическом стрессе: Автореф. дис. д-ра биол. наук. Челябинск, 2010. 44 с.

44. Тишевская Н.В., Геворкян Н.М., Бабаева А.Г. и др. Влияние суммарной РНК лимфоидных клеток селезенки на эритропоэз при экспериментальной полицитемии // Рос. физиол. журн. им. И.М. Сеченова. 2015. Т. 101. № 4. С. 451–461.
45. Аклев А.В., Алещенко А.В., Кудряшова О.В. и др. Связь между способностью к индукции адаптивного ответа и изменением гемопоэза у облученных и необлученных жителей Южного Урала // Хроническое радиационное воздействие: эффекты малых доз. Челябинск: Б.и. 2010. 142 с.
46. Тряпицына Г. А., Осипов Д.И., Егорейченков Е.А. и др. Оценка состояния эритропоэза у плотвы (*Rutilus rutilus*) радиоактивно загрязненной реки Теча // Радиационная биология. Радиоэкология, 2017. Т. 57. № 1. С. 98–107.
47. Гилева Э.А., Ялковская Л.Э. Генетические последствия радиоактивного загрязнения среды для населения Урала: от грызунов к человеку // Докл. АН. 2009. Т. 425. № 4. С. 567–570.
48. Гармаза Ю.М., Слобожанина Е.И. Эссенциальность и токсичность цинка, биофизические аспекты // Биофизика. 2014. Т. 59. Вып. 2. С. 322–337.
49. ATSDR Lead – ATSDR. Toxicological Profile, Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999. 581 p.
50. Куценко С.А. Основы токсикологии. СПб.: ВМА им. С.М. Кирова, 2002. 395 с.
51. Семенов Д.И., Трегубенко И.П. Комплексоны в биологии и медицине. Свердловск: УНЦ АН СССР, 1984. 280 с.
52. Паюшина О.В. Кровотворное микроокружение и роль мезенхимных стромальных клеток в его организации // Успехи соврем. биол. 2015. Т. 135. № 1. С. 52–63.
53. Котеров А.Н. Молекулярно-клеточные закономерности, обуславливающие эффекты малых доз ионизирующих излучений // Мед. радиология и радиац. безопасность. 2000. № 5. С. 5–20.
54. Бурлакова Е.Б., Голощанов А.Н., Жижина Г.П. Новые аспекты закономерностей действия низкоинтенсивного облучения в малых дозах // Радиационная биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 1. С. 26–34.
55. Мизина Т.Ю. Особенности физиологической адаптации потомков в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды // Механизмы действия сверхмалых доз. М.: Изд-во Рос. ун-та дружбы народов, 2002.

Chemical Contamination and Radiation Environment: Effects in the Cells of the Blood System of Small Mammals

E. A. Tarakhtii*, S. V. Mukhacheva

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

*E-mail: tar@ipae.uran.ru

In order to assess the impact on the body of a low-level radiation exposure (East Urals radioactive trace, Sverdlovsk region) and of chemical pollution (emissions of the Middle Ural Copper Smelter, Sverdlovsk region), the complex of blood system indicators, the content in the organism of radionuclides and heavy metals were studied using the example of a model species – the red vole (*Myodes rutilus*). Deviations from the control values of the composition and dimensions of erythrocytes, the degree of their hemoglobinization, the concentration of erythrocytes and the diffusion surface, the changes in the ratio of leukocyte types, their functional activity, the concentration and composition of the spleen and bone marrow cells are revealed in the organism of animals from contaminated territories. The observed changes in the indices are associated with the increased accumulation in the body of ^{90}Sr , ^{137}Cs , Cd and Pb; they do not depend on the nature of the contamination and are classified as mobilization of adaptive-protective reactions of a non-specific nature to the conditions of the contaminated environment.

Keywords: radionuclides and heavy metals in ecosystem components, red voles, blood system, composition and structure of cells