ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ

СВЕРДЛОВСК

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

СВЕРДЛОВСК 1991

УДК 574.502.591

Очерки по экологической диагностике: Сб. науч. трудов. Свердловск: УрО АН СССР, 1991. —ISBN—5—7691—0114—8.

Рассматриваются актуальные теоретические и прикладные вопросы экодиагностики состояния природных территориальных комплексов. Экодиагностика необходима для определения устойчивости экосистем к антропогенным нагрузкам и составляет необходимый этап прогноза и выработки рекомендаций по оптимизации окружающей среды. В статьях обсуждаются методические, методологические и социальные аспекты вопроса, особенности поражения почвенной флоры и фауны, гидробионтов, наземных растений и биогеоценозов в целом. Ряд работ посвящен экодиагностике популяций и отдельных особей мелких млекопитающих. Описаны диагностически существенные и гигиенически значимые сдвиги в их состоянии. Значительное внимание уделено генетическим оценкам. Исследуются тонкие биохимические изменения, приводящие к диагностически важным и относительно легко определяемым визуально поражениям. В той или иной мере в каждой публикации приводится феноменология, а также рассматривается генез различий показателей в норме и при патологии.

Материалы сборника рассчитаны на экологов, токсикологов и специалистов в области проблем экологизации общественного сознания.

Ответственный редактор

кандидат биологических наук **В. И. Стариченко**

Рецензенты

кандидат биологических наук **О. Ф. Садыков**
доктор медицинских наук **В. И. Токарь**

$\text{О}\frac{21005-1717-198(89)}{055(02)7}$ 1991

© УрО АН СССР, 1991

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

Н. М. ЛЮБАШЕВСКИЙ, М. Ф. БАХТИЯРОВА, Л. А. РЯЗАНОВА

ОПЫТ ОЦЕНКИ МУТАГЕННОСТИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ ПРОМЫШЛЕННЫМИ ВЫБРОСАМИ

Возрастает загрязнение окружающей среды выбросами промышленных предприятий, в связи с этим необходимо провести ускоренную диагностику состояния природных систем вблизи предприятий и оценить воздействие на эти системы промышленных поллютантов. Известно, что влияние последних на растения и животных многообразно как по формам, так и по уровням — от экосистемного до субклеточного, причем многие из них обладают мутагенным действием. В связи с этим возникает необходимость оценить влияние техногенных загрязнителей на генетический аппарат растений и животных, обитающих в условиях хронической затравки промвыбросами. Применяемые сегодня разнообразные тесты на мутагенность позволяют решить поставленную задачу достаточно полно и глубоко, однако большинство имеющихся в данной области работ выполнено на отдельных химических веществах и носит медико-гигиенический характер. При таком подходе трудно учесть эффекты совместного действия поллютантов, их трансформацию в условиях внешней среды (вымывание, включение в трофические цепи, накопление в отдельных компонентах биогеоценоза, микробиологическую трансформацию). Поэтому необходимо изучать весь комплекс фактически действующих поллютантов в условиях, максимально приближенных к реальным. Подобный подход применен нами для исследования мутагенной активности природной среды и отдельных ее компонентов вблизи алюминиевых заводов.

Имеющиеся в литературе данные о мутагенности фтора — основного токсического компонента выбросов этих предприятий — крайне противоречивы. Ряд авторов [1, 3, 5, 11] показывают его мутагенность, в то же время в подробном обзоре ВОЗ, посвященном фтору и фторидам [12], их мутагенность подвергается сомнению, что подтверждается большим экспериментальным материалом.

Материал и методика

Для формирования собственного мнения по данному вопросу нами проделан ряд экспериментов на представителях достаточно далеких таксономических групп, выполняющих различную функцию в экосистемах. Объекты исследований — *Mus musculus*, *Drosophila melanogaster*, *Pisum sativum*. Избранные методы позволяли фиксировать мутации, снижающие жизнеспособность особей, а также аберрации хромосом, анализировать достаточно быстро и сравнительно дешево. Мы попытались перейти от чисто лабораторных экспериментов на классических объектах к изучению мутагенности природной среды и работе с животными, естественно обитающими на загрязненных территориях.

Mus musculus. Отловленных вблизи предприятия (в радиусе 2 км) и в контрольной зоне животных забивали в течение первых суток после отлова, готовили препараты костного мозга по общепринятым методикам [9], затем анализировали частоту возникновения микроядер в полихроматофильных эритроцитах. Выборки составили 14 и 12 половозрелых самцов в загрязненной и контрольной группах соответственно.

Drosophila melanogaster. Для определения мутагенной активности фторида натрия, приоритетного загрязнителя в зоне действия алюминиевых заводов, исследовали раствор концентрацией 100 мг/л. Использовали две лабораторные линии — дикого типа *Canton-S* и тесторную Cy^2/Pm. По методике сбалансированных леталей [4] находили частоту возникновения летальных (*L*) и полулетальных (*S*/*L*) мутаций в хромосоме 2. На первом этапе работы самок тесторной линии скрещивали индивидуально с самцами линии дикого типа. В результате последующих скрещиваний в третьем поколении достигали изогенезации хромосомы 2. В том же поколении производили подсчет соотношения фенотипических классов особей *Cy*/не-*Cy* и отбирали те семьи, в которых это соотношение было близко к теоретически ожидаемому 2:1. Полагали, что эти хромосомы не содержат мутаций, изменяющих жизнеспособность, и являются нормальными. Для контроля отобрали 8 семей с нормальными хромосомами, всего около 400 самцов. Для опытной группы взяли 460 самцов из 23 семей. В течение четырех суток их выдерживали на агаровой среде, смазанной исследуемым раствором, с добавлением небольшого количества дрожжей. На шестом этапе скрещивания провели дополнительную обработку дрозофил на стадии личинки второго возраста. На седьмом этапе вновь достигали изогенизации хромосомы 2 в опыте и контроле и определяли соотношение наблюдаемых фенотипов. В зависимости от полученных результатов исследуемые хромосомы подразделяли на пять классов в соответствии с принятой классификацией [13]: летальные, полулетальные, субвитальные, нормальные, суперви-

тальные. Сравнение данных проводили по количеству *L* и *S/L* мутаций, так как они регистрируются наиболее точно. Во всех случаях число проанализированных мух в семье было не менее 50.

Pisum sativum. Предварительно замоченные в дистилляте семена проращивали на фильтровальной бумаге при постоянном смачивании исследуемыми растворами. Первичные корешки срезали одновременно во всех вариантах через 38 ч после помещения семян на фильтр. Фиксировали спирто-уксусной смесью (3:1) при +4 °С в течение суток. Окрашивали ацетолакмоидом в кислой среде и готовили временные давленные препараты. Анализируя апикальную меристему, учитывали митотическую активность ткани и количество аберрантных анафаз в процентах к их общему числу. В каждом варианте просмотрено по 500—900 анафаз. Исследования проводили на талой снеговой воде и водных вытяжках почв, взятых вблизи алюминиевого завода и в контрольной зоне, а также изучали в качестве приоритетных загрязнителей для предприятий цветной металлургии растворимые соли фтора и алюминия в концетрациях 14,5 и 10 мг/л соответственно. Для анализа влияния кислотности среды на проявление мутагенного эффекта исследовали растворы с pH=3,6 (цитратный буфер). Проанализировали растворы фторида натрия и сульфата алюминия с добавлением кальция и комплексного минерального удобрения нитрофоски, которое в силу получения его из апатитов содержит кальций (56,3 мг/л). Водные почвенные вытяжки готовили по методике Аринушкиной [2]. Пробы почв и снега отбирали в 0,5 км от Полевского криолитового завода (ПКЗ), Братского алюминиевого завода (БрАЗ), Братского лесопромышленного комплекса (БЛПК), между БрАЗом и БЛПК и в контрольных зонах.

Результаты и обсуждение

Все три использованных нами метода показали отчетливый мутагенный эффект фторосодержащих соединений. Частота возникновения микроядер в полихроматофильных эритроцитах костного мозга мышей была достоверно выше у животных, обитающих вблизи алюминиевого завода и подвергающихся хронической затравке (1,67±0,32% против 0,78±0,14% в контроле). Особо стоит заметить, что при использовании в подобных экспериментах мелких млекопитающих, живущих вблизи алюминиевого завода, фактически изучаются реальные условия действия загрязнителей, включающие их взаимовлияние, динамику, пространственное распределение. Уровни загрязнения в конкретных точках отлова, индивидуальные различия в накоплении отдельных веществ легко контролируются при химическом анализе костной ткани и содержимого желудков животных.

Полученные нами данные свидетельствуют также и о мута-

генности фторида натрия для дрозофилы. Несмотря на значительную трудоемкость методики, использованной в работе, важно, что она позволяет выявлять спектр мутаций, снижающих жизнеспособность особей. Как видно из табл. 1, частота спонтанного возникновения *L* и *S/L* мутаций в хромосоме 2 составила около 6 %. Мутации, снижающие жизнеспособность мух, обнаружены в шести различных семьях. По нашим данным, линии *C — S* свойственна высокая скорость естественного мутирования во второй хромосоме. Интересен тот факт, что подобные частоты спонтанного возникновения мутаций зафиксированы и в некоторых природных популяциях [7, 8]. В опыте доля мутированных хромосом оказалась равной 20 %, и следовательно, темп мутирования мух после обработки их раствором фторида натрия превышает нормальную скорость мутирования в 3 раза. Достоверность различий оценили с помощью критерия Стьюдента [10]. Вероятно, одна из причин мутагенного действия фторида натрия — ингибирование процессов репарации ДНК в результате повреждения ферментов, ответственных за репаративный синтез [6].

При проращивании семян гороха на растворах фторида натрия и сульфата алюминия наблюдалось достоверное повышение частоты хромосомных аберраций — 23,3 и 12,5 % соответственно при 1,8 % в контроле (дистиллированная вода). Аберрации представлены преимущественно в виде одиночных ацентрических фрагментов и одиночных мостов, что свидетельствует об их возникновении на ранних стадиях митотического цикла. Добавление к раствору фторида натрия комплексного удобрения нитрофоски в концентрации 2 г/л вызывало резкое снижение частоты аберраций — до 3,5 %. Химический анализ раствора нитрофоски показал высокое содержание в нем кальция (56,3 мг/л). Вероятно, кальций связывает часть фтора в труднорастворимую соль, тем самым уменьшая концентрацию активного фтора, способного оказывать токсическое и мутагенное действие на корневые системы растений. Кроме того, сдвигается в щелочную сторону pH раствора, что также снижает частоту хромосомных нарушений (в наших экспериментах раствор цитратного буфера с pH=3,6 вызывал 32,5 % аберраций при 1,8 % в контроле). Заметное ослабление мутагенной активности наблюдалось также и при добавлении кальция к раствору сульфата алюминия: количество аберрантных анафаз снизилось вдвое. Результаты цитогенетического анализа при проращивании семян на почвенных вытяжках представлены в табл. 2, химический состав вытяжек — в табл. 3.

Следует отметить, что количество хромосомных нарушений не всегда коррелировало с содержанием в почвенной вытяжке фтора и алюминия, хотя вблизи заводов и наблюдалось повышение частоты аберраций. В точке между БРАЗом и БЛПК при сравнительно низкой концентрации фтора (1,8 мг/л) мы обна-

Таблица 1

Частота возникновения рецессивных летальных и полулетальных мутаций в хромосоме 2 линии *Canton-S*

Количество хромосом	Контроль	Опыт
Исходных нормальных	8	23
Дочерних, проанализированных на мутабильность	257	134
Несущих вновь возникшие летальные и полулетальные мутации (суммарно)	16	27
Мутировавших к летальному и полулетальному состоянию, %	6±1,5	20±3,5

Таблица 2

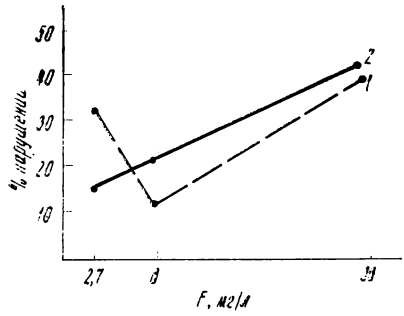
Цитогенетический анализ семян, проросших на почвенных вытяжках

Точки	Митотический индекс, %	% аберрантных анафаз
БрАЗ	148,5	22,2
БЛПК	152,5	4,7
Между БрАЗом и БЛПК	145,1	33,7
Контроль (Братск)	151,2	1,7
ПКЗ	133,8	20,9
Контроль (Полевской)	152,6	8,9

Таблица 3

Химический состав почвенных вытяжек, мг/л

Элемент	ПКЗ	Контроль	БрАЗ	БЛПК	Между БрАЗом и БЛПК	Контроль
Al	1,30	0	1,79	0	0,27	0,35
Ca	7,66	20,6	52,8	176,9	28,3	40,4
Cu	0,036	0,015	0,022	0,038	0,01	0,046
F	2,0	0,33	9,0	5,1	1,8	0,2
Fe	0,65	0,12	1,07	0,32	0,34	0,79
Mg	13,2	11,3	21,3	27,3	13,6	14,5
Mn	1,20	1,07	1,62	2,77	1,66	1,79
Ni	0,744	0,53	0,68	0,94	0,52	0,73
Na	100	108	128	161	135	111
Si	8,9	5,2	9,1	12,1	5,4	9,7
Zn	0,3	0,4	0,2	0,4	0,2	0,9
K	168	21	37	65	33	34
Pb	0,003	0,003	0,002	0,002	0,001	0,003
Co	0,045	0,011	0,007	0,012	0,009	0,02
Cd	0,006	0,002	0,012	0,001	0,0	0,005



Результаты цитогенетического анализа проростков, выросших на талой снеговой воде и растворах фторида натрия аналогичных концентраций.

1 — снеговая вода, *2* — растворы фторида натрия.

ружили повышение числа структурных нарушений хромосом (33,7 %), что значительно выше, чем у каждого предприятия в отдельности. Этот факт подтвердился и при исследовании снеговой воды. Более того, сопоставление данных цитогенического и химического анализов почвенных вытяжек показало, что наблюдается зависимость между количеством аберрантных анафаз и отношением концентраций фтор/кальций. Если в почве, даже при высоком содержании в ней фтора, много кальция (например, вблизи БЛПК), то мутагенная активность ее сравнительно низка. В точке между заводами, при сравнительно низкой концентрации фтора и кальция, мы наблюдали 33,7 % аберрантных анафаз. Возможно, этот факт свидетельствует также и о синергическом характере действия выбросов обоих предприятий. Наблюдаемые нами эффекты снижения токсического действия фтора в присутствии соединений кальция согласуются с данными других авторов [13, 15, 16].

В целях проверки результатов тестирования почвенных вытяжек мы провели подобные эксперименты с использованием снеговой воды, взятой в тех же точках, что и почва. В них семена проращивались на талой снеговой воде и растворах фторида натрия с той же концентрацией фтора, что и в снеге. Из рисунка видно, что фтор, воздействуя на проростки гороха совместно с другими веществами, значительно изменяет свою способность вызывать структурные нарушения хромосом. Это еще раз подтверждает необходимость проведения не лабораторных экспериментов с отдельными поллютантами, а исследований, максимально приближенных к натурным.

Выводы

Вещества, содержащиеся в выбросах алюминиевых заводов, оказывают на исследуемые объекты мутагенное действие.

Фтор, являясь основным мутагенным фактором, действует совместно с другими элементами, присутствующими в среде, в результате чего его мутагенная активность заметно модифицируется.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Амирова Ф. Д., Алиев А. А., Джафарова А. Н. Генетическая токсикология фтористого натрия в опытах *in vivo* и *in vitro* // Генетико-физиологические исследования действия физических и химических факторов на организм. Баку, 1988. С. 34—42.

2. Аринушкина Е. В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970.

3. Давыдова В. И., Щербаков С. В., Плотко Э. Г. К обоснованию пересмотра УДК фтористого водорода и неорганических солей фтористо-водородной кислоты для воздуха рабочей зоны // Гигиена труда и проф. заболевания. 1980. № 1. С. 15—18.

4. Дубинин Н. П. Генетика. Кишинев: Штиинца, 1985.

5. Кульгавин А. Э., Рагимова Г. К. Влияние рациона, не содержащего витамин Е, на уровень аберраций хромосом в клетках костного мозга крыс. Баку, 1988. Деп. в ВИНИТИ 23.03.88. № 2240. В88.

6. Никифорова В. Я. К механизму мутагенного действия фтора // Цитология и генетика. 1982. № 6. С. 40—42.

7. Оленов Ю. М., Хармац И. С. Динамика генного состава природной популяции *Drosophila melanogaster* // Докл. АН СССР. 1938. № 5. С. 409—412.

8. Оленов Ю. М., Хармац И. С., Галковская К. Ф. Факторы, обусловливающие генный состав природных популяций *Drosophila melanogaster* // Докл. АН СССР. 1939. № 5. С. 476—480.

9. Оценка мутагенной активности химических веществ микроядерным методом (методические рекомендации). М.: Минздрав СССР, 1984.

10. Рокицкий П. Ф. Биологическая статистика. Минск: Высш. шк., 1973.

11. Седова К. С. Анализ мутагенной активности загрязнения окружающей среды технологическими выбросами предприятий черной и цветной металлургии // Тезисы докладов V съезда ВОГИС. М., 1987. Т. 1. С. 251.

12. Фтор и фториды. ВОЗ. Женева, 1989.

13. Garres J. R. Interaction fluor-calcium et relation fluor-senescence dans les plantrs soumises a une pollution fluore // VI Congr. mond. gulite air. Paris, 1983. V. 2. P. 459—467.

14. Greenberg R., Crow T. P. A comparison of the effects of lethal and detrimental chromosomes from Drosophila populations // Genetics. 1960. V. 45, N 8. P. 1153—1168.

15. Kastori R., Petrovic N. Detoxication of fluorine in Soubean // Eurosoya. 1986. V. 4. P. 37—41.

16. Pratella G. S., Menniti A. M., Maccaferi M. Di sfacimento appicaledelle pesche, patogensi e terapia // Inf. Fitopatol. 1984. V. 34, N. 9. P. 15—22.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

Н. Н. ВАНЧУГОВА, Е. А. МЕДВЕДСКИЙ, М. В. ФРАШ, А. В. КАРАУЛОВ, В. Н. ФРАШ

ИЗУЧЕНИЕ ПАТОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ АСБЕСТОМ И ДРУИМИ ПРОМЫШЛЕННЫМИ МИНЕРАЛЬНЫМИ ПЫЛЯМИ С ПОМОЩЬЮ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ МОДЕЛЕЙ

Асбест — общепризнанный загрязнитель производственной среды. Доказано его фиброгенное и канцерогенное действие на рабочих, занятых на добыче, обогащении и применении асбестосодержащих материалов. Имеются достаточно убедительные данные и о возможности мутагенного эффекта этого вещества, полученные преимущественно в эксперименте [4]. Однако добыча и обогащение асбеста сопровождаются большими выбросами в окружающую среду. Источником загрязнения асбестом биосферы является также использование асбестсодержащих материалов, тормозных колодок, асбестоцементных водопроводных труб и т. д. Другие промышленные минеральные пыли (ПМП), как и асбест,— антропогенные загрязнители окружающей среды. Имеются данные о патогенном воздействии ПМП не только на человека, но и на пресноводных рыб [21] и, возможно, на другие биологические виды.

Накопилось довольно много работ по проблеме ПМП, однако многие ее аспекы остаются спорными. Особое значение приобретает вопрос о загрязнении асбестом питьевой воды. Многие годы по поводу этой проблемы ведутся острейшие дискуссии с участием общественности, ученых и законодателей [6, 12, 14, 16, 18].

Основной метод, используемый при выявлении патогенного действия ПМП как загрязнителей среды,— эпидемиологический. Достоинство его: он позволяет дать оценку реальной экологической ситуации. Однако эпидемиология не выявляет причинного фактора, так как живые организмы, находясь в среде обитания, всегда подвергаются действию не одного, а сложного комплекса факторов. Установление же действующего агента возможно только в экспериментальных исследованиях. Глубоко укоренилось мнение об ограниченном значении экспериментальных исследований в сравнении с эпидемиологическими. Полагают, что эко-

логические воздействия имеют в сравнении с производственными малую интенсивность, трудно моделируемую в эксперименте.

Нами проведено экспериментальное изучение роли асбеста в возникновении опухолей желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) и других патологических отклонений в организме подопытных животных в целях выявления возможности моделирования патогенного воздействия на человека антропогенного загрязнения среды асбестом.

Материалы и методы

Для выявления возможности патогенного действия асбеста на органы ЖКТ воспроизводили модель «асбестового» рака желудка. У крыс формировали «малый желудочек» в области большой кривизны желудка ближе к двенадцатиперстной кишке, в нем закрепляли перфорированную полиэтиленовую капсулу, в которую вводили 100 мг (500 мг/кг) асбеста (хризотила). Такой подход позволяет моделировать непрерывное и достаточно интенсивное пылевое воздействие на слизистую желудка, адекватное реальным условиям, возникающим при непрерывном поступлении асбеста в ЖКТ людей, работающих с данным веществом. Известно, что слюна заглатывается человеком непрерывно, а в случае воздействия пыли последняя из легких (в силу действия механизмов самоочищения) также непрерывно поднимается в ротовую полость, где смешивается со слюной. Крыс со вживленными таким образом капсулами (контрольным животным вводили капсулы без асбеста) прослеживали до конца жизни, затем проводили посмертное гистологическое исследование органов и тканей.

С учетом того, что наибольшей чувствительностью ко многим патогенным воздействиям млекопитающие обладают в эмбриональном периоде, была изучена возможность трансплацентарного влияния асбеста. С этой целью беременным самкам крыс трехкратно (1 раз в неделю) вводили асбест в дозах 50, 125 и 250 мг/кг, а затем у прослеживавшегося до конца жизни потомства определяли различные физиологические и патофизиологические показатели, характеризующие состояние их здоровья, прежде всего частоту опухолеобразования.

Важное значение при моделировании экотоксикологических воздействий имеет изучение дозо-эффектных зависимостей. Поскольку получение последних в условиях упомянутых долгосрочных опытов затруднительно, дозо-эффектные зависимости изучали в краткосрочных тестах. Ранее нами было показано, что один из таких тестов — микроядерный — достаточно адекватно отражает онкогенный потенциал ПМП [1, 3]. Изучали зависимость частоты микроядер в полихроматофильных эритроцитах костного мозга мышей, подвергавшихся однократному внутрибрюшинному воздействию асбеста в дозовом интервале от 5 до 2500 мг/кг. Реакция оценивалась через 24 ч.

Результаты

Воздействие асбеста на стенку железистой части желудка сопровождалось отчетливо выраженным онкогенным эффектом — на 49 крысах, переживших 6 мес, выявлено три доброкачественные опухоли железистой части желудка, три аденокарциномы и один рак преджелудка. Кроме того, в брюшной полости отмечен один случай рака тонкой кишки, две мезотелиомы (этот тип опухоли почти патогномоничен для асбестовой экспозиции у людей и животных [20 и др.]) и две фибросаркомы. У контрольных крыс (40 животных) опухолей ЖКТ не было обнаружено.

Повышение частоты опухолеобразования отмечено и при воздействии асбеста в эмбриональном периоде. В группе F_1, которая на протяжении всего периода эмбрионального развития подвергалась воздействию максимальной дозы асбеста — (250 мг/кг),— наблюдалось увеличение частоты опухолей легких до 16 % в сравнении с 2,1 % в контроле (табл. 1). При этом важно отметить, что в опыте эти опухоли были почти исключительно злокачественными, а в контроле — только доброкачественными (аденомы). В F_1 крыс, подвергавшихся асбестовому воздействию, наблюдались и иные патологические отклонения — менялись соотношения полов в пользу самок, кислых и нейтральных гликозаминогликанов в моче, наблюдалось усиление репаративного синтеза ДНК в лимфоцитах периферической крови [2].

Асбест обладает мутагенным эффектом (табл. 2). При его воздействии у мышей отмечено повышение частоты микроядер в полихроматофильных эритроцитах костного мозга, причем имелась обычная для токсикологии зависимость «доза-эффект», которая хорошо аппроксимируется уравнением вида

$$y = k \ln(x + x_0 + 1),$$

где y — частота микроядер, x — используемая доза асбеста, x_0 — фоновая частота показателя.

С помощью данного уравнения легко определить минимальную действующую дозу, достоверно ($P = 0{,}05$) увеличивающую частоту микроядер. В данном случае эта доза составляет 38 мг/кг.

Обсуждение

Рассмотренные экспериментальные исследования позволили выявить отчетливые патологические изменения как при воздействии асбеста на ЖКТ, так и при его трансплацентарном действии. Эти данные получены в долгосрочных опытах, т. е. в условиях, соответствующих реальному хроническому воздействию техногенных факторов на человека и другие биологические виды. При моделировании «асбестового» рака желудка удалось

Таблица 1

Опухоли в первом поколении крыс (F_1) при трансплацентарном действии хризотил-асбеста

Группа F_1	Разовая доза асбеста, мг/кг	Эффект. число животных	Общее число опухолей	Виды опухолей легких		Общий % опухолей легких	Опухоли молочной железы	Другие виды опухолей
				Доброкачественные	Злокачественные			
I	Контроль (физраствор)	48	4	1	—	2,1	3	—
II	50	70	4	—	—	—	3	1
III	125	59	2	—	1	1,6	1	—
IV	250	31	6	1	4	16,0*	1	—

* — статистически значимое отклонение от контроля ($P \leqslant 0{,}05$).

Таблица 2

Зависимость между дозой вводившегося асбеста и количеством микроядер в полихроматофильных эритроцитах костного мозга ($\bar{x} \pm S\bar{x}$)

Доза асбеста, мг/кг	Число микроядер (на 1000 полихроматофильных эритроцитов)	Доза асбеста, мг/кг	Число микроядер (на 1000 полихроматофильных эритроцитов)
5,0	4,69±0,58	250,0	20,18±1,62 *
12,5	5,67±0,89	500,0	27,50±1,95 *
25,0	6,89±0,75	1000,0	23,00±1,74 *
50,0	9,21±0,86 *	2500,0	19,60±1,85 *

* — достоверное отклонение от уровня контроля ($P \leqslant 0{,}05$).

воспроизвести реально существующее непрерывное воздействие асбеста на стенку органов ЖКТ. Именно непрерывность — основная характеристика реального воздействия асбеста на человека в условиях производства и на окружающую среду. Недооценка этого обстоятельства является, по-видимому, основной причиной большого количества отрицательных результатов в опытах, проводимых в целях выявления патологических изменений при добавлении асбеста в воду и пищу животных в условиях эксперимента [8, 10, 14]. Тогда достигается лишь кратковременное воздействие, равное времени пребывания пищи в ЖКТ.

Качественная адекватность модели достигается и при трансплацентарном воздействии. Известно, что попавшие в организм при любом пути поступления асбестовые волокна разносятся по органам и тканям и обнаруживаются вскоре практически во

всем организме, в том числе и в брюшной полости [13]. При этом следует учитывать и повышенную чувствительность эмбрионов к большинству патогенных воздействий. В литературе есть отдельные указания, что дети, родители которых подвергались асбестовому воздействию, чаще болеют мезотелиомами [7, 9, 17, 19]. Конечно, нельзя утверждать, что у этих детей имела место только трансплацентарная передача,— вполне возможно, что дети могли подвергаться и средовому, и бытовому воздействию асбеста (например, пыль могла выделяться при чистке рабочей одежды). Впрочем, эти соображения еще раз подчеркивают важность экспериментального моделирования, ибо только таким образом можно вычленить этиологический фактор из сложного реального комплекса действующих агентов внешней среды.

Таким образом, в качественном отношении избранные модели достаточно адекватны реальным условиям воздействия рассматриваемого антропогенного загрязнителя. Наибольшие трудности возникают при попытке количественной экстраполяции полученных экспериментальных данных, хотя именно этот вид экстраполяции наиболее важен для практики. Не говоря уже о разной чувствительности лабораторных животных и человека к патогенным воздействиям, мы сталкиваемся здесь с трудностью сопоставления интенсивности воздействия в модельных и в натурных условиях. В данном случае эти трудности усугубляются и спорностью вопроса о переходе от счетных единиц измерений концентрации пыли (т. е. от количества волокон на 1 мл среды) к весовым (мг/м^3 или мг/кг). Между тем подавляющее большинство данных о концентрации асбеста в среде, приводимых иностранными авторами, дается в волокнах на 1 мл, тогда как в экспериментальных исследованиях обычно применяются весовые концентрации.

Попытаемся сделать количественное сопоставление условий воздействия при поступлении загрязнений асбестом воды в организм человека и условий, использованных в экспериментальных исследованиях. Предварительный анализ показал, что наиболее перспективным, как и в других областях токсикологии [5], здесь является вычисление суммарной поглощенной дозы (СПД). В ряде натурных исследований обнаружено, что концентрация асбестовых волокон в питьевой воде может доходить до 200 и даже до 500 млн волокон/мл [15, 18]. Легко подсчитать, что за 70 лет пользования такой водой СПД может достигнуть $2{,}5 \cdot 10^{10}$ волокон. Иными словами, только за счет воды (без учета возможного поступления пыли в организм с загрязненным воздухом, пищей и т. д.) человек получает десятки миллиардов пылевых частиц. Не вдаваясь в детали упомянутого спорного вопроса о переходе от счетных концентраций к весовым, применим два способа подсчета.

В литературе в качестве основы для требуемого пересчета приводится соотношение: 2 волокна/мл = 0,1 мг/м^3 [11]. Отсю-

да нетрудно подсчитать, что указанная выше СПД асбеста за счет потребления только загрязненной воды может достигать 5 г, что при массе человека 70 кг составляет в среднем 70 мг/кг. Эта величина превышает установленную в дозо-эффектном эксперименте величину минимальной действующей дозы в 38 мг/кг.

Другой подход исходит из самой методики определения дисперсно-морфологических свойств пыли. Зная массу распыляемого образца, площадь поверхности под колоколом, покровного стекла и его части, просматриваемой под микроскопом, количество частиц, регистрируемых на этой поверхности, можно с учетом доли волокон достаточно точно оценить среднюю массу волокна. По нашим оценкам она составляет примерно $2{,}5 \cdot 10^{-6}$ мг. В таком случае указанная выше СПД волокон за 70 лет жизни составляет величину порядка 25 г, т. е. примерно 350 мг/кг. Если возьмем весь интервал величин, полученных при пересчете СПД (в количестве волокон у человека массой 70 кг) в мг/кг, то будем иметь интервал 70—350 мг/кг, т. е. как раз тот, который использован в наших долгосрочных опытах (50—500 мг/кг).

Таким образом, приблизительные количественные оценки свидетельствуют о том, что по крайней мере порядок величин интенсивностей воздействия в использованных моделях и в натурных условиях среды при ее загрязнении асбестом соответствуют друг другу.

Проведенные исследования показывают, что в принципе возможно создание экспериментальных моделей для изучения биологических эффектов, возникающих вследствие загрязнения окружающей среды ПМП.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ванчугова Н. Н., Караулов А. В. Фраш В. Н. Значение краткосрочных методов выявления потенциальной онкогенности для первичной профилактики профессиональных новообразований // Эпидемиология, профилактика и ранняя диагностика злокачественных новообразований. Томск, 1987. С. 105—107.

2. Ванчугова Н. Н., Рудных А. А. К вопросу о трансплацентарном действии хризотил-асбеста // Профессиональные болезни пылевой этиологии. М., 1988. С. 71—75.

3. Ванчугова Н. Н., Фраш В. Н. Дальнейшее изучение микроядерного теста как метода ускоренного выявления потенциально канцерогенных пылей // Профессиональные болезни пылевой этиологии. М., 1988. Вып. 11. С. 27—32.

4. Ванчугова Н. Н. Современное состояние вопроса о применении краткосрочных тестов для выявления потенциальной онкогенности промышленных минеральных пылей // Гигиена труда. 1989. № 1. С. 34—38.

5. Захаров В. Н., Караулов А. В., Соколов В. В., Фраш В. Н. Изменение системы крови при воздействии радиации и бензола. Новосибирск: Наука, 1989.

6. Красовский Г. Н., Егорова Н. А. Асбест и качество питьевой воды // Гигиена и санитария. 1985. № 3. С. 64—67.

7. Anderson H. A., Lilis R., Daun S. M. et al. Household-contact asbestos: Neoplastic risk // Ann. N-Y. Acad. Sci. 1976. N 271. P. 311—315.
8. Anonimous. Gevernment animal feeding effect of ingested asbestos. A / C Pipe Producers Association Advisory. 1981. N. 1.
9. Antman K. H., Blum R. H., Greenberger J. S. et al. Multimodality therary for malignant mesothelioma based on a study of natural history // Am. J. Med. 1980. N 68. P. 356—362.
10. Bolton R. E., Davis J. M., Lamb D. The pathological effects of prolonged asbestos ingestion in rats // Environm. Res. 1982. N 2. P. 134—150.
11. Bradfield R. Asbestos Review of uses, health effects measurment and control // Epsom Surrey. Atkins Res. and Development. 1985.
12. Cossette M., Delvaux P., Van Ha T. et al. Physiological innocuity of asbestos in wster // Norheast. Environm. Sci. 1986. N 5. P. 54—62.
13. Eisele G. R. A perspective on asbestos ingestion // Environm. Int. 1981. V. 5, N 1. P. 11—14.
14. Hilding A. C., David A., Hilding M., Larson D. M., Aufderheide A. C. Biological effects of ingested amosite asbestos, talconite tailings, diatomaceous earth and Lake Superior water in rats // Archives of Environm. Health. 1981. V. 36. P. 298—303.
15. Ingested asbestos study completed in Washington / J. Environm. Health. 1984. V. 46, N 6.
16. Langer A. M., Maggiore C. M., Nicholson W. J. et al. The contamination of Lake Superior with amphibole gangue minerals // Ann. N.-Y. Acad. Sci. 1979. V. 330. P. 549—572.
17. Li F. P., Lokich J., Lapey T. et al. Famifial mesothelioma after intense asbestos exposure at home // JAMA. 1978. V. 240. P. 467.
18. Millette J. R., Boone R. L., Rosenthal M. T., Mc Cabe L. J. The need to control asbestors fibers in potable water supply systems // Sci. Total Environm. 1981. V. 18. P. 91—102.
19. Wassermann M., Wassermann D., Steinitz R. et al. Mesothelioma in children // Biol. Effect of Mineral Fibers. IARC Sci. Publ. 1980. V. 1, N 30. P. 253—257.
20. Woitowitz H. J., Paur R., Breuer G., Rödelsperger K. Das Mesotheliom ein Signaltumor der beruflichen Asbeststaugbbgefährdung // Deutsch. Med. Wschr. 1984. N 10. S. 363—368.
21. Woodhead A. D., Setlow R. B., Pond V. The effects of chronic exposure to asbestos fibers in the Amazon Molly Poecilia formosa // Enviromn. Intern. 1983. V. 9, N 3. P. 173—176.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

В. П. МАМИНА

БИОЛОГИЧЕСКИЕ МАРКЕРЫ В РЕПРОДУКТИВНОЙ ТОКСИКОЛОГИИ: ОПРЕДЕЛЕНИЕ ФЕРТИЛЬНОСТИ У САМЦОВ МЫШЕЙ

Загрязнение окружающей среды индустриальными токсикантами и их продуктами — острейшая проблема нашего общества. По данным американской Академии наук, в мире существует около 5 млн химических соединений, из которых 153 тыс. потенциально опасны для человека [6]. Однако сведения, касающиеся влияния загрязнений на мужскую репродуктивную функцию, весьма отрывочны и противоречивы.

Мужской зародышевый эпителий чрезвычайно чувствителен к веществам как медицинского назначения, так и загрязнениям окружающей среды. Гонадотоксическим эффектом обладают такие вещества, как борная кислота, сероуглерод, дибромхлорпропан, этилендибромид, свинец, пестициды, бензол, толуол и др. Из терапевтических средств негативное влияние на мужскую половую систему оказывают антабус, фенацетин, антиэпилептик, противоинфекционные средства, цитостатики, диуретики, колхицин, резерпин, кофеин и др. [9]. Снижают плодовитость сперматозоидов соли лития, диазепам, атропин, тетрациклин [6].

Токсиканты, включающие полихлоридные бифенилы и соли азотистой кислоты, вызывают нарушения репродуктивной функции у птиц [7], норки [1], африканского хорька [1]. При использовании в производстве дибромхлорпропана рабочие получают олигоспермию и азооспермию [10], а также атрофию семенного эпителия [8]. Многие карбоматы, широко используемые в сельском хозяйстве, вызывают мутагенный эффект, несмотря на быстрый распад пестицида в организме. Так, выявлена линейная зависимость между концентрацией пестицида (Ланната-20) и числом аномальных сперматозоидов, в хромосомных препаратах наблюдалось отсутствие бивалентов в первой метафазе мейоза [4].

Исследования эякулятов у людей, проживающих в районах интенсивного промышленного загрязнения, показали высокую долю патологических форм сперматозоидов по сравнению с жителями «чистого» района. Различия в показателях эякулятов

отражают вредное влияние промышленных загрязнений не только на половые клетки, но и на деятельность вторичных половых органов [6]. С увеличением выбросов химических веществ в окружающую среду растет количество детей с врожденными аномалиями, этиология которых в большинстве случаев неизвестна [6].

Итак, из приведенных данных следует, что разные авторы в своих исследованиях используют разные тест-системы для выявления повреждающего действия всякого рода загрязнений окружающей среды. При этом возникают определенные трудности в сопоставлении результатов и их обобщения. Кроме того, изменение отдельно взятого показателя не дает прогноза в отношении фертильности. Поэтому в последнее время особый интерес представляют исследования по выявлению биологических маркеров в оценке гонадотоксического эффекта поллютантов. Маркеры используются в основном в классификации генных мутаций соответственно их эффекту на тестикулярную функцию. Мутации отдельных генов, контролирующих репродуктивную деятельность, могут быть выражены фенотипически, а также привести к снижению фертильности или бесплодию [2]. Поэтому некоторые из биологических маркеров следует использовать в оценке токсического действия окружающей среды на половую систему.

При решении проблем, связанных с репродуктивной токсикологией, необходимо разработать комплекс методологических и методических подходов с учетом адекватной индикации воздействующих фактров, их сопоставимости, широкого внедрения вычислительной техники в анализе многофакторных последствий, координации научных исследований. При выборе биологических маркеров необходимо учитывать тот факт, что действие экзогенных химических веществ на половую систему возможно как прямое, так и опосредованное, в том числе на семенник, семявыносящий тракт, эпидидимис, формирование и состав спермы, гипоталомо-гипофизарно-гонадную ось, сексуальное поведение. Поэтому в репродуктивную токсикологию необходимо ввести следующие биологические маркеры:

1. Сперматогенез (продолжительность разных стадий цикла, цитоморфологический анализ сперматогенных клеток, индекс релаксации, показатель резерва спермиогенеза).

2. Коэффициент жизнеспособности сперматогенных клеток.

3. Спермограмму.

4. Инкреторные клетки семенника (цитоморфологический анализ клеток Лейдига и Сертоли, их функциональное состояние).

5. Гонадотропные гормоны (лютеинизирующий, фолликулостимулирующий, пролактин), модулирующие функцию инкреторных клеток.

6. Доминантно-летальные мутации, микроядра в сперматиде. Большое внимание уделяется накоплению токсических веществ в репродуктивных органах, определению взаимосвязи между би-

ологическим эффектом и концентрацией вещества. Представленные маркеры могут быть использованы для установления причин, вызывающих снижение фертильности или бесплодия, а также изменения в генетическом аппарате.

Единственная возможность дать оценку и прогноз — это экстраполяция на человека данных, полученных на лабораторных животных. Наиболее изученными среди млекопитающих являются мыши, которые могут служить моделью для подобных исследований. Впервые в качестве новой модели для оценки репродуктивной функции самцов предложены мутантные мыши [4]. На данной модели отрабатывалась генетическая характеристика бесплодия.

Значительный интерес проявляется к молекулярным маркерам. Для изучения генетического эффекта химического загрязнения была создана координирующая система — Европейское экономическое общество (ЕЕС) с программой, основанной на молекулярной дозиметрии. Программа была рассчитана на период 1986—1990 гг. Это общество определяло научную основу и будущее управление окружающей средой. Перспективны исследования с применением ДНК-зондов [5].

Успехи в молекулярной биологии сперматогенеза дают возможность использовать ДНК-зонды в мониторинге действия токсических веществ на отдельные типы сперматогенных клеток [3]. Получены современные ДНК-зонды для тестикулярных генов на специфических стадиях, наиболее критических для генной экспрессии: мейотические, пахитенные сперматоциты и гаплоидные, круглые сперматиды. Определенные трудности вызывает получение молекулярных маркеров на соматические и стволовые клетки семенника. Молекулярная гибридизация с ДНК-зондами не получила пока широкого распространения из-за сложной и дорогой техники.

Таким образом, для успешного решения вопроса по гонадотоксическому действию загрязнений окружающей среды необходима разработка единой программы с учетом адекватной индикации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Bleavins M. F., Aulirich R. J., Bleavins M. R., Ringer P. K. Polychlorinated biphenyls: Effect on survival and reproduction in minve and ferrets // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1980. V. 9. P. 627.

2. Curtis Chubb. Animal Models of Physiologic Marcers of Male Reproduction: Genetically Defined Infertile Mice // Environ. Health Perspectives. 1987. V. 74. P. 15—29.

3. Hecht Norman B. Detecting the effects of toxic agents on spermatogenesis using. DNA probes // Environ. Health Perspectives. 1987. V. 74. P. 31—40.

4. Hemavathy K. C., Krishnamurthy N. B. Evaluation of Lannate-20, a carbamate pesticide in the germ cells of male mice // Environ. Res. 1987. V. 42. P. 362—365.

5. James M., Parry. Studies upon the genetic effects of environmental chemicals: the coordinated research programme of the European Economic Community // Mutagenesis. 1988. V. 3, N 2. P. 105—136.

6. Kaur Sarbjit. Effect of environmental pollutants on humen semen.// Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1988. V. 40, N 1. P. 102.

7. Kosutsky I., Adamec J., Bodakova E. Effect of polychlorinated biphenyls in poultry reproduction // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1979. V. 21. P. 737.

8. Potashnik J., Jani-Inbar Saclas M. L., Israeli R. Effect of DBCP on human testicular function // Isp. J. Med. Sci. 1979. V. 15. P. 438.

9. Schill W. B. Beeinflussung der männlichen Fertilität durch chemische Substanzen aus Medizin und Umwelt // Wiss. und Umwelt. 1987. N 2. P. 69—76.

10. Wohorton D., Milby T. N., Krouss R. M., Stubbs H. A. Testicular function in DBCP exposed workers // J. Occup. Med. 1979. V. 21. P. 161.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

В. И. СТАРИЧЕНКО, Е. Б. ГРИГОРКИНА

ИНДИВИДУАЛЬНАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ И СКЕЛЕТНОГО МЕТАБОЛИЗМА РАДИОНУКЛИДОВ

Вариабельность обмена веществ и реактивности является отражением фундаментальной характеристики вида — генетической и фенетической изменчивости. Актуальность проблемы индивидуальной изменчивости скелетного метаболизма подтверждается тем, что размах индивидуальных показателей обмена перекрывает межвидовые различия, а крайние значения задержки в организме радионуклидов и стабильных токсических элементов у особей одного возраста и пола достигают трех-пятикратных величин. Внутреннее облучение остеотропными радионуклидами — один из важнейших онкогенных факторов как при профессиональном облучении, так и при несчастных случаях. Реакция на внутреннее облучение инкорпорированными радионуклидами при прочих равных условиях зависит от времени их пребывания в организме (т. е. кинетики) и радиочувствительности.

Поведение радионуклидов в организме позвоночных к настоящему времени изучено достаточно подробно, однако проблема индивидуального прогнозирования их кинетики остается нерешенной. Использование же средних величин кинетики радионуклида для отдельно взятого индивида может привести к существенной ошибке [20, 21]. Для объяснения механизмов скелетного метаболизма у позвоночных предложена концепция лимитирующих морфофизиологических факторов (ЛМФФ) обмена, формализованная в виде математической модели [12, 13]. К морфофизиологическим факторам относятся структуры, процессы и реакции организма, определяющие накопление и выведение остеотропных веществ. Через систему, состоящую из десяти ЛМФФ, опосредуется влияние эндо- и экзогенных воздействий. Количественное определение параметров ряда морфофизиологических факторов (площади поверхности скелета, отношения площади поверхности к объему костной ткани и объему крови, скорости роста, интенсивности резорбции кости) показало, что индивидуальные значения даже внутри однородной по массе тела и возрасту группы особей одного вида могут существенно различать-

ся и перекрывать межвидовые различия [18]. В экспериментах на крысах установлено, что различия в кинетике радионуклидов в кости отражают индивидуальные особенности морфофизиологических факторов обмена: сравнение теоретических кривых выведения радионуклида, полученных на основе анализа параметров ЛМФФ, с данными прямой прижизненной радиометрии и распределением радионуклида по органам и тканям на момент забоя показало их удовлетворительное совпадение и дало возможность на определенный срок экстраполировать данные по кинетике [17].

Радиочувствительность организма проявляется как в интегральных реакциях, мерой которых может служить полулетальная доза, так и в сдвигах физиологических и морфологических характеристик (в том числе гематологических, биохимических, гистологических и цитологических эффектов). В ряде исследований показано [8, 16], что индивидуальная радиочувствительность в значительной степени зависит от предшествующего облучению функционального состояния организма, наиболее значимыми показателями которого в этом аспекте являются состояние ЦНС и иммунной системы, а также гормональный статус организма. Выявлено также, что наиболее резистентны к облучению животные, у которых исходные показатели приближаются к среднегрупповому уровню. Отклонение этих показателей в ту или другую сторону свидетельствует об их большей радиочувствительности.

На сегодняшний день не представляется возможным на уровне целостного организма оценить вклад каждого морфофизиологического фактора в кинетику остеотропного радионуклида и дать прогноз реакций организма в ответ на хроническое облучение. Поэтому предпринята попытка исследования механизмов возникновения индивидуальных особенностей радиочувствительности и скелетного метаболизма радионуклидов с помощью аппроксимации индивидуальных характеристик групповыми показателями однородной по возрасту и генотипу выборки линейных животных, которые являются моделью для изучения взаимосвязи генотипических особенностей и факторов внешней среды в формировании морфоструктуры организма [10]. Различия морфологических и физиологических показателей между линиями — результат их наследственной, генетической природы, хотя такая гомогенизация экспериментальных животных не исключает изменчивость признаков у отдельных особей внутри одной линии [1, 2].

Нами была поставлена задача исследовать изменчивость нескольких линий мышей по кинетике радиостронция в скелете и радиочувствительности, а также попытаться найти адекватные модели для кинетических исследований метаболизма остеотропных радионуклидов при равной и резко отличающейся радиочувствительности линий.

Материал и методика

Исследования проведены на половозрелых самцах трех линий лабораторных мышей (BALB/*c*, CBA, C57BL/6) и потомках гибридов второго поколения от скрещивания животных линий BALB/*c* (самка) и *CBA* (самец), размножавшихся в течение шести лет путем близкородственного скрещивания, но не достигших еще состояния полного инбридинга (в последующем для сокращения эти животные названы *BC*). Раствор стронция-90 вводили внутрибрюшинно. Затем в течение 25 сут производили прижизненную радиометрию всего тела экспериментальных животных. После забоя вычленяли скелет, озоляли его и детально исследовали; мягкие ткани озоляли и радиометрировали суммарно, не разделяя на кожу, внутренние органы и мышцы.

Внутреннее облучение инкорпорированными радионуклидами моделировали внешним гамма-облучением цезием-137 на экспериментальной установке «Игур-1» в диапазоне доз 6,0—9,0 Гр с интервалом 20—50 сГр при мощности дозы 104 сГр/мин. На дозу использовано десять животных. За состоянием подопытных мышей наблюдали ежедневно в течение 30 сут. У животных, облученных в равноэффективных дозах, определяли динамику массы тела и количественные изменения в крови и кроветворной ткани в разные сроки после облучения (по общепринятой методике).

Результаты и обсуждение

Кривые выведения стронция-90, полученные по данным прямой прижизненной радиометрии всего тела, очень сходны у мышей всех линий и не выявляют на протяжении всего срока наблюдения значительных различий в кинетике радионуклида. Подтверждением этому являются и данные (табл. 1) по содержанию на момент забоя радиостронция во всем организме животных, в мягких тканях и скелете, а также по внутрискелетному распределению стронция-90. Отсутствие межлинейных различий в кинетике и распределении радионуклида может быть объяснено с позиции концепции морфофизиологических факторов обмена. В табл. 2 представлены весовые характеристики скелета мышей, на которых проводили радионуклидные исследования. И хотя весовые показатели не характеризуют прямо морфофизиологию скелета, опосредованно они могут служить индикатором степени сходства или различия костных морфоструктур и интенсивности протекания метаболических процессов в скелете. Несмотря на достоверность различий по массе тела между некоторыми линиями, по массе скелета только линия *BALB/c* отличается от всех остальных. Масса отдельных костей, приводимая в относительных единицах (% от массы скелета), свидетельствует об однородности весовых скелетных

Таблица 1

Содержание стронция-90 в организме мышей разных линий через 25 сут после введения, % от введенного

Показатель	*BALB/c*	*CBA*	*BC*	*C57BL/6*
Весь организм	21,06±0,79	22,99±0,56	20,05±0,41	22,90±0,64
Мягкие ткани	0,28±0,06	0,56±0,04	0,27±0,01	0,37±0,03
Скелет	20,78±0,77	22,43±0,56	19,78±0,40	22,53±0 63
Кости				
Бедренные *	1,43±0,08	1,43±0,06	1,24±0,04	1,60±0,06
	6,92±0,48**	6,39±0,31	6,27±0,26	7,12±0,34
Б/б+М/б	1,26±0,06	1,22±0,04	0,95±0,05	1,19±0,04
	6,06±0,35	5,42±0,24	4,82±0,26	5,28±0,23
Плечевые	0,77±0,04	0,82±0,03	0,66±0,02	0,74±0,03
	3,70±0,22	3,68±0,16	3,33±0,13	3,28±0,15
Лопатки	0,67±0,04	0,68±0,02	0,63±0,02	0,73±0,03
	3,23±0,22	3,04±0,13	3,19±0,13	3,25±0,16
Тазовые	1,26±0,06	1,42±0,05	1,22±0,05	1,49±0,05
	6,06±0,38	6,31±0,26	6,15±0,27	6,60±0,28
Крестцовый отдел позвоночника	0,88±0,03	0,91±0,03	1,00±0,04	0,98±0,03
	4,24±0,21	4,07±0,18	5,05±0,24	4,36±0,19
Нижние челюсти	1,70±0,10	1,81±0,06	1,77±0,05	1,52±0,06
	8,20±0,57	8,07±0,33	8,94±0,30	6,76±0,31
Вся группа костей	7,97±0,34	8,29±0,22	7,47±0,23	8,25±0,27
	38,41±2,16	36,98±1,35	37,75±1,38	36,65±1,57

* Здесь и в табл. 2 приведены данные по обеим костям; ** — % от накопленного в скелете; Б/б — большеберцовые, М/б — малоберцовые.

Таблица 2

Весовые характеристики скелета мышей разных линий

Показатель		*BALB/c*	*CBA*	*BC*	*C57BL/6*
Масса тела, г		24,91±0,44	27,23±0,63	30,23±0,73	29,05±0,63
Масса скелета, г		1,8302±0,0339	2,0882±0,0463	2,0382±0,0338	2,0326±0,0239
Масса отдельных костей, % от массы скелета	Бедренные	7,68±0,23	7,42±0,31	7,67±0,19	7,92±0,27
	Б/б+М/б	6,84±0,18	6,53±0,25	6,46±0,19	6,65±0,22
	Плечевые	4,08±0,15	3,77±0,12	3,80±0,10	3,61±0,12
	Лопатки	2,29±0,08	2,21±0,09	2,26±0,06	2,25±0,08
	Тазовые	5,09±0,16	5,34±0,20	5,41±0,12	5,42±0,18
	Позвоночник *	3,17±0,09	3,38±0,15	3,48±0,11	3,52±0,12
	Нижние челюсти	7,82±0,17	7,71±0,20	7,81±0,16	8,19±0,24
	Вся группа костей	36,97±0,94	36,36±1,25	36,89±0,85	37,56±1,19

* — крестцовый отдел.

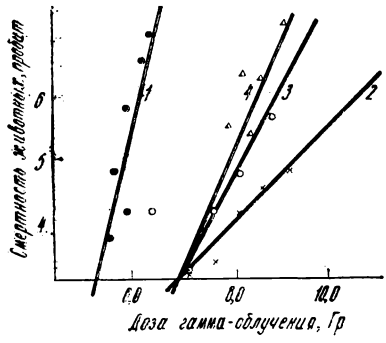
отношений у всех использованных линий мышей. Учитывая одинаковость кумуляции стронция-90 отдельными костями, можно считать, что подобная или несколько иная выборка костей репрезентативно отражает кинетику радионуклида во всем скелете, что в экспериментах с мелкими млекопитающими сильно облегчит ту предшествующую радиометрии часть работы, которая связана с изъятием из организма всех костей.

Широко используемым показателем биологической эффективности лучевого воздействия является величина полулетальной дозы. Данные по гибели мышей в зависимости от дозы облучения обработаны «пробит-методом» [4]. Получены кривые выживаемости (рис. 1), из которых рассчитана величина $ЛД_{50/30}$. Для мышей линии BALB/*c* она составляет 6,0 Гр, *C57BL*/6 — 8,0, *BC* — 8,2, *CBA* — 9,3 Гр (различия статистически достоверны между всеми линиями, кроме пары *C57BL*/6—*BC*).

При сопоставлении средней продолжительности жизни погибших животных с дозой облучения (рис. 2) видно, что мыши линии *BALB*/*c* в диапазоне доз 6,3—8,0 Гр проявляют наименьшую продолжительность жизни (7,0—8,4 сут). Это хорошо согласуется с другим параметром — процентом гибели, который у животных этой линии при 8,0 Гр составляет 100 %. Данный показатель для животных линии *C57BL*/6 составляет 8,9—11,5 сут в диапазоне доз 7,8—9,5 Гр при смертности 60—100 %, для линии *BC* — 11,4—13,0 сут в диапазоне доз 6,5—8,8 Гр при смертности 20—75 %. Продолжительность жизни мышей *CBA* при 8,0—9,0 Гр составляет 11—13 сут при общей смертности 20—40 %.

Анализ динамики гибели животных (рис. 3) показывает, что у всех линий мышей кривые многовершинны, однако пики смертности приходятся на разные сроки. Так, у линии *BALB*/*c* максимум гибели животных происходит на 6, 9, 12 и 13-е, у *C57BL*/6 — на 9—10-е и 12—13-е, у *BC* — на 10, 11, 12-е сутки. У мышей *CBA* наблюдается более компактное расположение пиков с наибольшей смертностью на 8—10-е сутки. Вероятно, динамика гибели животных определенным образом характеризует реактивность на облучение внутри линий. Так, у линии *BALB*/*c* животные гибнут на 6—16-е, у *CBA* — на 7—13-е, у *C57BL*/6 — с 4-х по 26-е сутки. Интегрированная реактивность организмов однотипна и различается только своим уровнем, что выражается ее проявлением во времени [14].

Различия в динамике массы тела облученных равноэффективными дозами $ЛД_{50/30}$ животных представлены на рис. 4. Максимальная потеря массы тела мышей *BALB*/*c* и *CBA* наблюдается на 14-е сутки после облучения и составляет 20 и 12 % соответственно. У мышей *C57BL*/6 и *BC* наибольшее снижение массы приходится на 9-е и 11-е сутки соответственно и равно 18 %.



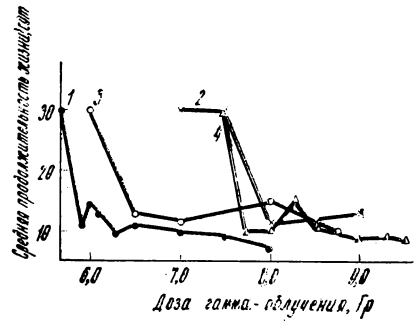
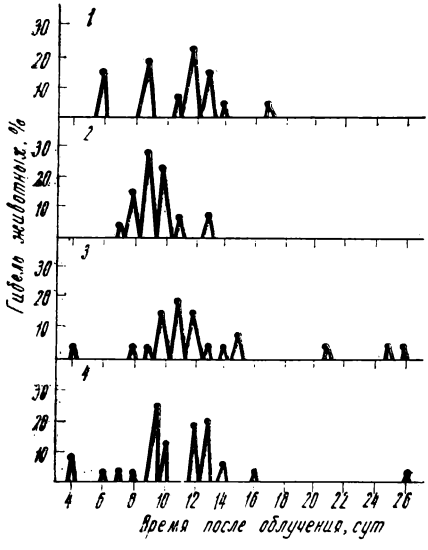


Рис. 1. Дозовая зависимость гибели лабораторных мышей.

Здесь и на рис. 2—5: *1* — *BALB/c*, *2* — *CBA*, *3* — *BC*, *4* — *C57BL/6*.

Рис. 2. Средняя продолжительность жизни погибших животных в зависимости от дозы облучения.



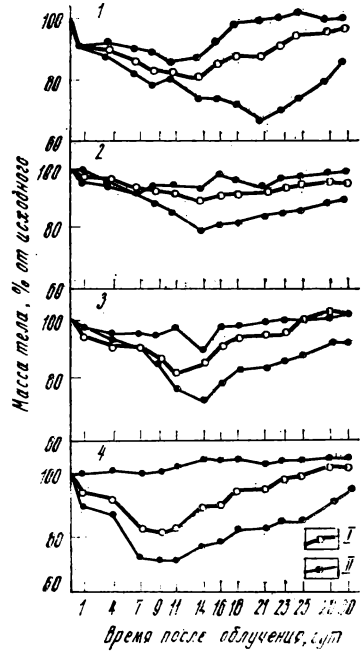


Рис. 3. Смертность мышей разных линий в течение 30 сут после облучения дозой $ЛД_{50/30}$.

Рис. 4. Динамика массы тела мышей, облученных $ЛД_{50/30}$.

I — среднее значение для группы выживших животных, *II* — индивидуальные значения животных с минимальными и максимальными изменениями в период разгара лучевой болезни.

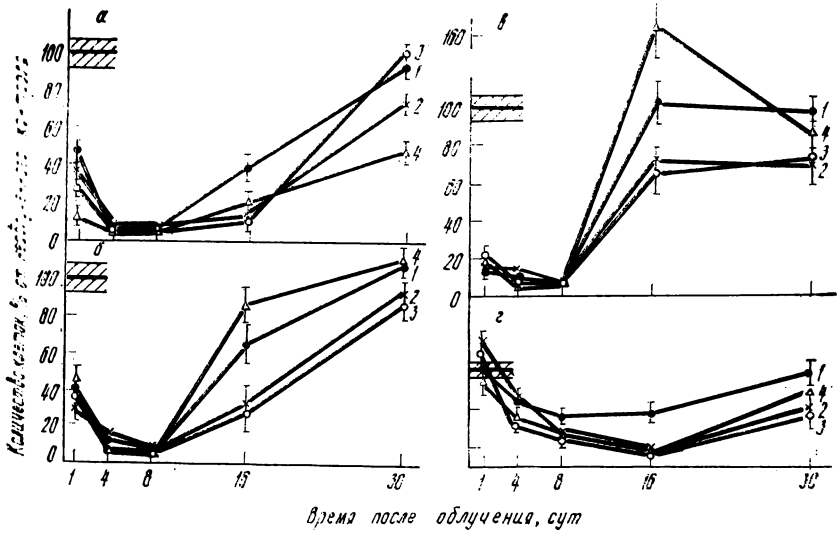


Рис. 5. Динамика количества лейкоцитов (*а*), клеток костного мозга (*б*), селезенки (*в*) и эритроцитов (*г*) у мышей, облученных $ЛД_{50/30}$.

Наблюдение за ходом лучевой болезни показало, что у мышей *CBA* и *BC* внешние клинические проявления (отсутствие аппетита, уменьшение подвижности, взъерошенность шерсти, конъюнктивит, диспептические расстройства) были выражены слабее, чем у животных линии *BALB/c*. Причем интенсивность этих признаков варьировала в широких пределах: от частичного присутствия каких-либо симптомов до ярко выраженных проявлений лучевого поражения.

Таким образом, линия *BALB/c* по представленным показателям — самая радиочувствительная из изученных нами линий, *CBA* — самая радиорезистентная, что хорошо согласуется с литературными данными [3, 5, 7, 19].

Принято считать, что радиочувствительность организмов зависит от лучевой реакции их радиочувствительных органов, которая выражается в разрушении значительных количеств составляющих их клеток [6]. Например, максимальное снижение количества лейкоцитов крови отражает не только степень начального поражения организма, но и его способность к восстановлению [9, 15]. Проследив после тотального облучения равноэквивалентной дозой кинетику клеточности крови, костного мозга и селезенки (рис. 5), мы, однако, не выявили существенных различий между линиями по глубине поражения кроветворной ткани: на первые сутки падение количества клеток костного мозга составило 50—70 %, падение количества клеток селезенки — 80—85 %; к 4-м суткам происходит дальнейшее

уменьшение всех клеточных элементов и весьма незначительное увеличение к 8-м суткам. Необходимо отметить, что наименьшее количество лейкоцитов крови (11 % от нормы) отмечается у мышей линии *C57BL/6* на первые сутки. К 4-м и 8-м суткам их количество соответствует уровню лейкоцитов у животных других линий. Однако полного восстановления не происходит, и к 30-м суткам количество лейкоцитов у мышей *C57BL/6* составляет 45 % от нормы. Возможно, тяжесть поражения организма обусловлена не только уменьшением клеточности кроветворной ткани, но и чувствительностью других органов и тканевых систем к измененным физиологическим условиям.

К 16-м суткам отмечено частичное увеличение количества кроветворных элементов, причем темп их нарастания у мышей линии *BALB/c* достоверно выше, чем у мышей *CBA, BC* и *C57BL/6*, и составляет: лейкоцитов — 39, 14, 9 и 19 % (рис. 5*а*), кариоцитов костного мозга — 64, 30, 26 и 86 % (см. рис. 5*б*), спленоцитов селезенки — 108, 71, 66 и 163 % соответственно (см. рис. 5*в*). К концу срока наблюдения (30-е сутки) отмечается полное восстановление по всем исследованным показателям кроветворения у мышей линии *BALB/c*, в то время как у мышей *CBA* число лейкоцитов составляет 72 %, клеточность селезенки — 68 % от уровня нормы.

Эти результаты согласуются с данными, приводимыми в других работах [11], о значительно более сильном поражении популяции КОЕ у мышей линии *CBA*: выход эндогенных селезеночных колоний у мышей этой линии при облучении равноэквивалентной по выживаемости дозой ($ЛД_{50/30}$) примерно в 6 раз меньше, чем у мышей линии *BALB/c*.

Из рис. 5*г* видно, что минимум эритроцитов приходится у всех линий на 16-е сутки. Однако уровень снижения у мышей *BALB/c* наименьший — 80 % от контроля, в то время как у *CBA*, *C57BL/6* и *BC* — 57, 54 и 52 % соответственно. Восстановление числа эритроцитов также различно: у *BALB/c* их количество достигает исходного уровня, у *CBA, C57BL/6* и *BC* полного восстановления не происходит. Данные по кроветворению демонстрируют временную специфику гематологического синдрома у мышей разных линий, что отчасти объясняет различие в радиочувствительности.

Таким образом, в паре линий *BALB/c — CBA* первая наиболее радиочувствительна (различия в $ЛД_{50/30}$ — 1,55 раза), но задержка радиостронция, т. е. в конечном итоге доза облучения, у животных обеих линий приблизительно одинакова. Поэтому можно предполагать однозначный прогноз на хроническое лучевое воздействие от инкорпорированных остеотропных радионуклидов. По всей видимости, первыми погибнут животные с большей радиочувствительностью (в данном случае мыши линии *BALB/c*).

Аппроксимация индивидуальных показателей радиочувствительности и кинетики групповыми характеристиками однородной в генетическом плане группы животных (линии) — с одной стороны, и соединение воедино результатов изучения влияния внешнего облучения и кинетики инкорпорированных радионуклидов — с другой, позволяют разработать один из подходов к определению индивидуальной дозовой нагрузки, дающий возможность многовариантности проведения опытов. Прогноз токсикологии хронического облучения могут моделировать эксперименты со стронцием-85. Большой интерес при этом представляет сравнительное изучение пар линий, близких или резко различающихся по радиочувствительности и кинетике радионуклида, если такие удастся обнаружить. Таким образом, возможно оценить удельный вклад индивидуальной радиочувствительности организма и особенностей кинетики в нем радионуклида в конечный результат хронического облучения. Необходимо также разработать количественные критерии значимости отдельных показателей радиочувствительности и кинетики и выработать систему прижизненных тестов для их оценки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аршавский И. А. Физиологические механизмы внутривидовой изменчивости онтогенетических процессов у млекопитающих // Внутривидовая изменчивость в онтогенезе животных. М., 1980. С. 19—44.
2. Аршавский И. А. Физиологические механизмы и закономерности индивидуального развития. Основы негэнтропийной теории онтогенеза. М.: Наука, 1982.
3. Бак З., Александер П. Основы радиобиологии. М.: Наука, 1963.
4. Беленький М. Л. Элементы количественной оценки фармакологического эффекта. Л.: Изд-во мед. лит-ры, 1963.
5. Бландова З. К., Душкин В. А., Малашенко А. М. и др. Линии лабораторных животных для медико-биологических исследований. М.: Наука, 1983.
6. Бонд В., Флиднер Т., Аршамбо Дж. Радиационная гибель млекопитающих. М.: Атомиздат, 1971.
7. Граевская Б. М. Некоторые итоги изучения радиочувствительности млекопитающих // Радиобиология. 1972. Т. 12, вып. 3. С. 323—335.
8. Даренская Н. Г. Возможности прогнозирования индивидуальной радиочувствительности // Мед. радиология. 1986. № 2. С. 47—52.
9. Ильенко А. И., Исаев С. И., Рябцев И. А. Радиочувствительность некоторых видов мелких млекопитающих и возможность адаптации популяций грызунов к искусственному загрязнению биогеоценоза стронцием 90 // Радиобиология. 1974. Т. 14, вып. 4. С. 572—575.
10. Коган Б. И. Линейные животные как модель к изучению наследственной предрасположенности реакции растущего организма в условиях гипо- и гипердинамии // Морфология и генетика. Горький, 1973. С. 18—20.
11. Коноплянников А. Г., Масленникова Р. Л. Клеточные основы различий в общей радиочувствительности мышей разных линий // Радиобиология. 1977. Т. 7, вып. 4. С. 515—519.
12. Любашевский Н. М., Попов Б. В., Стариченко В. И. Математическая модель влияния морфо-физиологических факторов обмена на

метаболизм радионуклидов в скелете позвоночных // Математическое моделирование в медицине и биологии. Свердловск, 1981. С. 24—26.

13. Любашевский Н. М., Попов Б. В., Стариченко В. И., Мокроносов А. А. Лимитирующие морфо-физиологические факторы в межвидовой и межвозрастной экстраполяции и индивидуальном прогнозировании обмена остеотропных радионуклидов // Радиобиологический эксперимент и человек. Москва, 1986. С. 10—19.

14. Нуждин Н. И., Нечаев И. А. Наследственно обусловленные межлинейные различия в радиочувствительности мышей // Тр. Ин-та генетики. 1961. № 28. С. 381—401.

15. Патт Г. Видовые различия пострадиационного восстановления количества лейкоцитов // Сравнительная клеточная и видовая радиочувствительность. М., 1974. С. 30—40.

16. Поспишил М., Ваха И. Индивидуальная радиочувствительность, ее механизмы и проявления. М.: Энергоатомиздат, 1986.

17. Стариченко В. И. Морфо-физиологические факторы индивидуальной изменчивости скелетного метаболизма радионуклидов. Дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1984.

18. Стариченко В. И. Экспериментальная оценка параметров морфофизиологических факторов обмена техногенных элементов в скелете позвоночных // Техногенные элементы и животный организм. Свердловск, 1986. С. 89—108.

19. Тарахтий Э. А. Динамика количественных изменений в кроветворной ткани, периферической крови и кишечнике облученных и защищенных мышей: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1973.

20. Likhtarev I. A., Dobroskok I. A., Ilyin L. A. et al. A study of certain characteristics of strontium metabolism in a homogenous group of human subjects // Health Phys. 1975. V. 28, N 1. P. 49—60.

21. Thomas R. G., Healy J. W., McInroy J. F. Plutonium partitioning among internal organs // Health Phys. 1984. V. 46, N 4. P. 839—844.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

В. И. СТАРИЧЕНКО, И. А. ВАСИЛЬЕВА, А. Г. ВАСИЛЬЕВ

К ОЦЕНКЕ ГЕНЕЗА ИНДИВИДУАЛЬНОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ СКЕЛЕТА МЫШЕЙ

Признание важности проблемы онтогенетической изменчивости организмов — давно утвердившийся в биологии факт, однако причины ее возникновения до сих пор неясны. Много неизученного, во-первых, в механизме реализации наследственной информации в течение онтогенеза, во-вторых, в путях реализации ненаследственной информации, получаемой организмом непосредственно от среды, в которой он существует [4]. Оценка соотношения наследственной и ненаследственной изменчивости в онтогенезе крайне затруднена, поскольку во многом остается неясным отношение внутренних и внешних факторов, под влиянием которых складывается развитие организма. Влияние экзогенных факторов, а также сложные взаимодействия генных продуктов приводят к фенотипической вариации признаков.

В экспериментах на животных и при наблюдениях за людьми установлено, что параметры, характеризующие костную систему и весь скелет в целом, подвержены индивидуальным вариациям, однако степень их проявления может быть неодинакова у разных индивидов. Изменчивости подвержены как морфологические структуры, так и метаболические реакции скелета [14, 17], в совокупности определяющие скелетный метаболизм.

Поскольку фенотипические особенности (в том числе и реактивность минерального обмена скелета) могут быть обусловлены как генотипически, так и возникать в процессе онтогенеза под влиянием воздействий различных факторов среды, существенный интерес представляет генез скелетных и регуляторных структур и процессов, ответственных за реактивность костной ткани.

В настоящей работе сделана попытка оценить вклад генотипической и средовой составляющих в изменчивость некоторых фенотипических признаков скелета. При этом допускается, что высокоинбредные линии животных, имеющие очень близкий генотип, приближенно могут быть аппроксимированы генотипу отдельной особи.

Материал и методика

Работа проведена на лабораторных мышах разных линий. Изучали костный материал (череп, бедренные кости, лопатки), полученный от 45-дневных животных, умерщвленных при помощи эфирного наркоза. Определяли массу тела, бедренных костей и лопаток. Для облегчения изъятия костей производили непродолжительную обработку тушки текучим паром. Проводили промеры отдельных участков черепа (длины верхнего ряда коренных зубов, лобной кости, резцового отверстия).

Изучали встречаемость 26 альтернативных неметрических (пороговых) признаков скелета (рис. 1) [16]. Это в основном мелкие качественные вариации в строении скелета (наличие или отсутствие отверстий для кровеносных сосудов и нервов, дополнительные костные элементы, выпадение фрагментов кости и т. д.). Большая часть признаков относится к черепу [19, 20]. В ряде работ было показано, что генетический вклад в их изменчивость достаточно велик [25, 26]. По совокупности частот встречаемости этих признаков рассчитывали фенетические дистанции между сравниваемыми группами животных. В данной работе использован статистический метод их определения по Хартману [24].

Проведены две серии исследований. В первой в целях определения генетической обусловленности особенностей строения скелета сравнивали четыре группы лабораторных мышей, из которых три линейные (*CBA*, *BALB/c*, *C57BL/6*) и одна группа — белые мыши стадного разведения — нелинейные. Исследовано 160 животных летней генерации (по 40 в группе), содержавшихся в обычных условиях вивария.

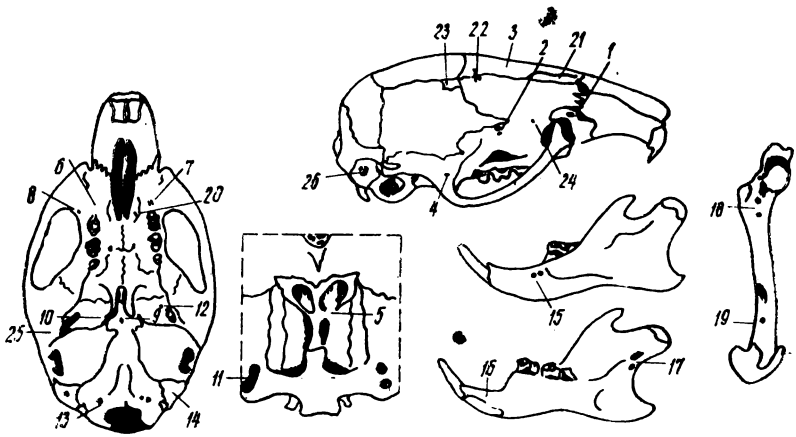


Рис. 1. Расположение неметрических признаков на черепе и бедренной кости мыши.

1—26 — номера признаков.

Во второй серии исследовали влияние факторов среды на изменчивость тех же скелетных признаков у мышей линии *BALB/c*. Учитывая, что пороговые неметрические признаки скелета формируются в процессе эмбриогенеза, подвергали воздействиям беременных самок, полагая при этом, что изменения нейро-гуморального статуса материнского организма должны привести к заметным отклонениям морфофизиологических характеристик плода. В качестве факторов применены классический стрессирующий агент — различные режимы охлаждения [27], близкие к природным ситуациям, инъекции гормональных препаратов (паратиреоидина — ПТГ, адренокортикотропного гормона — АКТГ) и включение в диету ингибитора щитовидной железы метилтиоурацила — МТУ. Эти воздействия выбраны как факторы, изменяющие эндокринный статус материнского организма и участвующие в процессах минерального обмена и морфогенеза. При выборе величины и продолжительности воздействий мы стремились, чтобы на фоне явно выраженных сдвигов физиологического состояния материнского организма не нарушалось протекание беременности и появление в срок жизнеспособного потомства.

Опыт поставлен на взрослых нерожавших самках. Период спаривания при соотношении полов 3 : 1 продолжался семь суток, после чего животные были разделены на шесть групп соответственно применяемому воздействию — по 20 животных в группе: контроль, инъекции ПТГ (7 ед. на животное), инъекции АКТГ (2 ед. на животное), включение в пищу МТУ (25 мг на животное), холод I (температура от —15° до —20 °С в течение 4—5 ч в сутки), холод II (температура от —2° до —4 °С в течение 5—6 ч в сутки). Инъекции гормонов производили подкожно через день, МТУ давали ежедневно с пищей. Воздействия начинали сразу после прекращения периода спаривания и продолжали до появления потомства. Содержание животных групповое (5—6 самок в клетке). Незадолго до родов беременных самок изолировали для предотвращения каннибализма потомства со стороны других особей. Неродивших самок забивали для установления причин стерильности. Забой потомства каждой самки производили в полуторамесячном возрасте. Исследовано 174 детеныша.

Результаты и обсуждение

Сравнение трех групп линейных интактных мышей показало значительные достоверные различия между ними по массе тела, массе бедренной кости, а также ряду размерных признаков черепа (рис. 2). Оказались велики и фенетические дистанции по комплексу неметрических пороговых признаков скелета (табл. 1). Масштаб этих различий соответствует подвидовому уровню, обнаруживаемому на природных популяциях [3]. Нелинейные

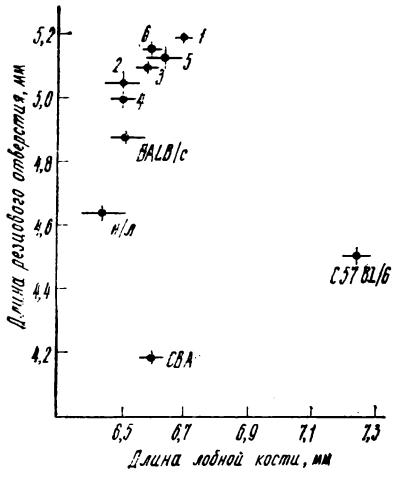


Рис. 2. Соотношение различий между линиями и экспериментальными группами мышей по двум размерным признакам черепа.

1 — контроль; экспериментальные группы: *2* — МТУ, *3* — АКТГ, *4* — ПТГ, *5* — холод I, *6* — холод II.

мыши, как по весовым и размерным, так и по неметрическим признакам занимают промежуточное положение.

Результаты экспериментов, проведенных на животных линии *BALB/c*, представлены в табл. 2. Отчетливо выражено влияние факторов воздействия на весовые показатели потомства, за исключением группы холод I, наблюдается достоверное снижение массы тела и лопатки, во всех группах — массы бедренной кости по сравнению с контрольными животными. Группа холод I не отличается от контроля и по длине лобной кости, в то время как в других группах она укорочена. У потомков животных, подвергнутых гормональным воздействиям, достоверно меньше длина резцового отверстия, тогда как обе холодовые группы по этому признаку не отличаются от контрольной. Длина верхнего ряда коренных зубов достоверно уменьшилась в группе МТУ, несколько увеличилась в группе холод II, а в остальных не изменилась.

Обращает на себя внимание различие в размерных показателях животных линии *BALB/c*, взятых для межлинейного сравнения летом, и контрольной группы животных этой же линии, выращенных и забитых весной, одновременно с экспериментальными (см. рис. 2, *1*, *BALB/c*). Эти различия связаны, очевидно, с принадлежностью животных к разным генерациям и отражают сезонную динамику размеров зверьков, хорошо известную для диких видов грызунов в природе и сохраняющуюся при их лабораторном разведении [12]. Кроме того, животные второй серии до забоя содержались отдельными семьями (самка и ее потомство), в то время как животные первой серии после отъема от матери в возрасте 3—4 недель содержались в условиях относительной скученности.

Сравнение экспериментальных животных по неметрическим признакам скелета представлено в табл. 3. Контрольные животные разного сезона рождения практически не отличаются друг от друга. Не обнаружено достоверных различий между животными группы МТУ и контрольными. Наиболее велики различия, вызванные воздействием АКТГ и холодом I. Следует

Таблица 1

Фенетические дистанции по комплексу неметрических признаков скелета между линейными и нелинейными (н/л) мышами

Линия	*CBA*	*BALB/c*	Н/л
C57BL/6	0,727 *0,060*	0,785 *0,062*	0,485 *0,053*
CBA	—	0,583 *0,052*	0,465 *0,053*
BALB/c	—	—	0,117 *0,022*

Примечание. Здесь и в табл. 3: курсив — среднеквадратические отклонения; отрицательные значения недостоверны.

Таблица 2

Весовые и размерные характеристики контрольной и экспериментальных групп мышей (*BALB/c*)

Показатель	Контроль $n=26$	МТУ $n=13$	АКТГ $n=45$
Масса			
Тела, г	19,67±0,37	16,69±0,46 **	18,70±0,23 ***
Бедренной * кости, мг	47,0±0,5	36,9±0,7 **	42,6±0,4 **
Лопатки, мг *	12,0±0,2	9,5±0,2 **	10,8±0,1 **
Длина, мм			
Лобной кости	6,69±0,03	6,50±0,06 ***	6,58±0,03 ***
Резцового отверстия	5,20±0,01	5,05±0,04 **	5,10±0,02 **
Верхнего ряда коренных зубов	3,86±0,02	3,76±0,02 **	3,86±0,02

Показатель	ПТГ $n=25$	Холод I $n=17$	Холод II $n=48$
Масса			
Тела, г	17,48±0,40 **	18,77±0,48	18,41±0,21 **
Бедренной * кости, мг	38,8±0,7 **	43,6±0,7 **	41,4±0,4 **
Лопатки, мг *	9,7±0,2 **	11,6±0,2	11,2±0,1 **
Длина, мм			
Лобной кости	6,50±0,03 **	6,63±0,06	6,59±0,03 ***
Резцового отверстия	5,00±0,03 **	5,13±0,04	5,16±0,02
Верхнего ряда коренных зубов	3,86±0,02	3,91±0,03	3,92±0,02 ***

* Число наблюдений равно $2n$ (взяты обе кости); ** — $p<0,05$; *** — $p<0,01$.

Таблица 3

Фенетические дистанции по комплексу неметрических признаков скелета между экспериментальными группами мышей линии *BALB/c*

Группа	Контроль (весна)	МТУ	АКТГ	ПТГ	Холод I	Холод II
Контроль (лето)	0,008 *0,010*	—0,004 —	0,062 *0,024*	0,049 *0,022*	0,053 *0,025*	0,056 *0,021*
Контроль (весна)	—	—0,011 —	0,041 *0,021*	0,015 *0,010*	0,034 *0,019*	0,017 *0,010*
МТУ	—	—	0,045 *0,030*	0,045 *0,028*	0,044 *0,028*	0,036 *0,026*
АКТГ	—	—	—	0,022 *0,013*	—0,001 —	0,030 *0,014*
ПТГ	—	—	—	—	—0,002 —	0,038 *0,016*
Холод I	—	—	—	—	—	—0,003 —

отметить, что животные экспериментальных групп в целом достаточно устойчиво сохраняют частоту встречаемости большинства признаков, характерную для линии, несмотря на значительные изменения условий эмбриогенеза. Интересно отметить, что уменьшение размеров и массы тела животных группы МТУ не сопровождается изменениями по встречаемости пороговых признаков скелета. Из сравнения данных, приведенных в табл. 1 и 3, следует, что максимальные дистанции пороговых признаков между подопытными группами на порядок меньше межлинейных. Значительные межлинейные различия не являются неожиданными, поскольку в литературе имеются сведения об особенностях весовых и размерных характеристик отдельных линий мышей [10]; подробно изучены различия по альтернативным признакам между линиями [23]. Тем не менее параллельное сравнение одних и тех же показателей на межлинейном уровне и между подопытными группами одной линии позволяет соотнести масштаб этих различий. Как было показано, ни в одном случае не удалось с помощью экспериментальных воздействий получить различий, сопоставимых с межлинейными. К сожалению, в данной работе исследовано влияние экзогенных воздействий на развитие скелета плода только одной линии мышей, поэтому вопрос о специфике реактивности скелета разных линий остается открытым. Известно, что разные линии отличаются по реакции на стрессирующие воздействия, ответу на стимуляцию коры надпочечников введением АКТГ [9, 13], плодовитости в условиях стресса [1, 9], а также по морфофизиологическим показателям потомства матерей, подвергаемых стрессу и влиянию химических агентов [21, 22].

Исследованиям по изучению влияния условий внешней среды на развивающийся организм были предпосланы специальные опыты [15], на основании которых выбраны методы и сроки воздействий.

Данные литературы, которыми мы пользовались при выборе сроков воздействий, указывают на активный органогенез во второй трети беременности [6], однако один и тот же фактор приводит к специфическим нарушениям развития определенной ткани или органа в зависимости от стадии эмбриогенеза [11]. Поскольку периоды формирования изучаемых нами пороговых признаков точно неизвестны, мы сочли целесообразным применять воздействия в течение всего срока беременности после отсадки самцов.

Кроме примененных в данной работе, опробован ряд других режимов охлаждения беременных самок (круглосуточное содержание при температуре 2—4 °С или 0—(—2) °С; воздействие температуры от —25° до —30 °С в течение части суток), которые резко увеличивают количество случаев каннибализма взрослых особей (иногда до 100 %), повышают долю резорбированных зародышей на всех стадиях беременности, нарушают процесс ее протекания (гибель самок на последних сроках беременности и во время родов) и вызывают полную элиминацию потомства. Такие резкие сдвиги физиологических и поведенческих реакций мы вправе трактовать как сдвиги в нейро-эндокринном статусе материнского организма. Действительно, в литературе имеются данные по изменению гормонального фона беременных самок при стрессе [18]; известно также, что холодовое воздействие вызывает резкое изменение уровня эндокринной активности [7].

Результаты наших наблюдений могут говорить о специфичности эффекта различных воздействий. Нам неизвестны специальные работы, направленные на изучение механизмов нейроэндокринного влияния на скелет плода. Можно предположить как прямое влияние гормонов, проникающих через плаценту, так и опосредованное, например, через плацентарные гуморальные факторы [5].

Определенный интерес в связи с обсуждением механизмов действия гормонов на развитие плода представляют сравнения с влиянием тератогенов, которые легко проходят через плацентарный барьер. Очевидно, при этом происходит прямое действие тератогена на развивающиеся ткани плода. Влияние на развитие плода могут оказывать и сдвиги в концентрации низкомолекулярных компонентов крови, например, повышение или понижение уровня кальция плазмы материнского организма под влиянием экзогенных факторов [2].

В целом результаты настоящего исследования показывают, что ведущая роль в генезисе изученных скелетных показателей принадлежит генотипу, в то время как опосредованное через

организм матери действие факторов среды проявляется в относительно меньшей степени.

Полученные данные связаны с интересующей нас метаболической активностью скелета не прямо, однако физиологическая корреляция между ними весьма высока, поскольку использованные в работе индикаторные пороговые признаки отражают процесс формообразования скелета и имеют отношение к таким важным морфофизиологическим факторам, как кровоснабжение, трофика, величина поверхности и объема кости [8], определяющим особенности обмена скелета. Возможно прикладное использование этих выводов — генетический (семейный) анализ — при профессиональном отборе для работы с остеотропными радиоактивными и токсическими веществами и в условиях патологических нагрузок на скелет (например, при гипокинезии). Еще более широкую практическую применимость найдут эти материалы в интерпретации различий между группировками мелких млекопитающих в техногенной среде.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Беляев Д. К., Шюлер Л., Бородин П. М. Проблемы генетики стресса // Генетика. 1977. Т. 13, № 1. С. 52—58.
2. Блунк В. Детская эндокринология. М.: Медицина, 1981.
3. Васильев А. Г. Опыт эколого-фенетического анализа уровня дифференциации популяций с разной степенью пространственной изоляции // Фенетика популяций. М., 1982. С. 15—23.
4. Воробьева Э. И., Медведева И. М. К вопросу об эволюции онтогенеза и роли изменчивости // Внутривидовая изменчивость в онтогенезе животных. М., 1980. С. 5—18.
5. Дайнеко Л. Н. Эндокринные факторы развития генитального аппарата в пренатальном периоде // Эмбриология-1966. М., 1967. С. 95—130.
6. Дыбан А. П., Баранов В. С., Котин А. М. Действие некоторых антиметаболитов нуклеинового обмена на эмбриогенез млекопитающих // Внешняя среда и развивающийся организм: Проблемы биологии развития. М., 1977. С. 293—324.
7. Колпаков М. Г. Роль эндокринной системы в механизмах адаптации организма человека // Экологическая физиология человека. Л., 1980. С. 443—468.
8. Любашевский Н. М. Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных. М.: Наука, 1980.
9. Маркель А. Л., Бородин П. М. Генетико-эволюционные аспекты стресса // Вопросы общей генетики. М., 1981. С. 262—271.
10. Мина М. В., Клевезаль Г. А. Рост животных. М.: Наука, 1976.
11. Нейфах А. А. О редукции пальцев у зародышей мыши после рентгеновского облучения // Архив анат., гистол. и эмбриол. 1960. Т. 39, № 11. С. 74—82.
12. Покровский А. В., Большаков В. Н. Экспериментальная экология полевок. М.: Наука, 1979.
13. Попова Н. К., Корякина Л. А., Колокольцев А. А. Генетическая детерминированность реакции гипоталамо-гипофизарно-надпочечниковой системы мышей на холодовой и иммобилизационный стресс // Генетика. 1979. Т. 15, № 4. С. 715—719.

14. Прохончуков А. А., Жижина Н. А., Тигранян Р. А. Гомеостаз костной ткани в норме и при экстремальном воздействии. М.: Медицина, 1984.
15. Стариченко В. И., Любашевский Н. М. Влияние гормональных воздействий и холода на беременных мышей // Адаптации организмов к природным условиям. Сыктывкар, 1982. Т. 3. С. 60.
16. Стариченко В. И. Морфофизиологические факторы индивидуальной изменчивости скелетного метаболизма радионуклидов: Дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1984.
17. Федоров И. В. Обмен веществ при гиподинамии // Проблемы космической биологии. М., 1982. Т. 44.
18. Шайэ Дж. Использование и значение наследственной изменчивости в эндокринной системе млекопитающих // Вопросы общей генетики. М., 1981. С. 226—230.
19. Berry R. J. Epigenetic polymorphism in wild populations of Mus musculus // Genet. Res. Camb. 1963. V. 4, N 2. P. 193—220.
20. Berry R. J., Searle A. G. Epigenetic polymorphism of the rodent skeleton // Proc. Zool. Soc. London, 1963. V. 140, N 4. P. 577—615.
21. Biddle F. G., Fraser F. C. Genetics of cortisone-induced cleftpalate in the mouse: embryonic and maternal effects // Genetics. 1976. V. 84, N 4. P. 743—754.
22. Brock N., Kreibig T. Experimenteller Beitrag zur Prüfunteratogener Wirkungen von Arzneimitteln an der Laboratoriumsratte // Arch. Exptl. Pathol. und Pharmacol. 1964. V. 249, N 2. S. 117—145.
23. Grüneberg H. The Pathology of development; a study of inherited skeletal disorders in animals. N.-Y.: Wiley and Sons, 1963.
24. Hartman S. E. Geographic variation analysis of Dipodomys ordii using nonmetric cranial traits // J. Mammal. 1980. V. 61. N 3. P. 436—448.
25. Hilborn R. Lnheritance of skeletal polymorphism in Microtus californicus // Here dity. 1974. V. 33. P. 87—89.
26. Self S. G., Leamp L. Heritability of quasi-continuous skeletal traits in a randombred population of house mice // Genetics. 1978. V. 88. P. 109—120.
27. Selye H. The Physiology and pathology of exposure to stress. Montreal, 1950.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

А. А. МОКРОНОСОВ, Н. М. ЛЮБАШЕВСКИЙ

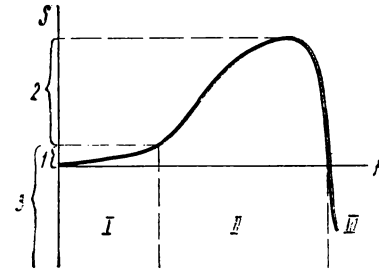
ОСОБЕННОСТИ МИНЕРАЛЬНОГО ОБМЕНА МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В СРЕДЕ, ТРАНСФОРМИРОВАННОЙ ТЕХНОГЕННЫМ ФТОРОМ

Техногенный фтор — один из самых токсичных и широко распространенных промышленных поллютантов. Источники его — главным образом алюминиевые и криолитовые заводы, горнорудные предприятия, осуществляющие добычу и обогащение фторсодержащего минерального сырья, предприятия по производству минеральных удобрений, строительных материалов и др. Проблема загрязнения среды фторидами все более становится глобально-экологической и общегигиенической. Влияние фтора на организм теплокровных подробно изучено в основном с медико-гигиенических позиций, исследованы зоотехнические и ветеринарные аспекты флюороза. Однако обычно оценка экотоксических эффектов воздействия на природные популяции позвоночных заслоняется ущербом от усыхания лесообразующих пород и снижением урожайности сельскохозяйственных культур. Между тем различные группы млекопитающих, выполняющие специальную функцию в соответствующих экологических нишах, достойны самого пристального внимания. Этот объект мониторинга наиболее близок к человеку и с этой точки зрения уникален для экстраполяционных заключений, в особенности по долговременным прогнозам.

В высоких концентрациях фтор активно преобразует среду, изменяя кормовую базу, нарушая систему убежищ, и одновременно действует как токсический агент непосредственно на живой организм. Несмотря на то, что поражение фтором и его соединениями рассматривается как общетоксичное, главная его мишень — костная ткань, где накапливается до 90 % поступившего в организм фтора [1, 2, 4, 8]. Специфика его действия в том, что, длительное время не вызывая регистрируемых признаков поражения, фтор тем не менее действует на клеточный аппарат костной ткани, модифицирует работу главного депо минеральных веществ организма и производит совокупный сдвиг в системе минерального обмена. Поэтому реакция последней в этом случае должна рассматриваться как сигнальная.

Рис. 1. Схема изменения относительной эндогенной экскреции на различных стадиях фторной интоксикации.

I — отсутствие патологии, *II* — ранняя стадия флюороза, *III* — рентгенологически обнаруживаемая костная патология; *1—3* — соответствующие диапазоны изменения диагностического показателя.



В нашей работе [4] обобщены материалы клинический и полученный на лабораторных животных, разработан диагностический критерий, позволяющий оценить степень поражения каждого конкретного организма фтором. Метод апробирован в клинических условиях [5]. Он базируется на обнаруженной нами адекватности степени поражения костной ткани ее способности реагировать на нагрузку гормоном паращитовидной железы (ПТГ), что может быть количественно оценено по клиренсу выводимого с мочой остеотропного материала [3]. В качестве маркеров выведения мы использовали содержание в суточных порциях мочи ряда металлов, а величину клиренса рассчитывали как усредненное по всем маркерам относительное изменение их содержания в моче до и после гормональной нагрузки. Для диагностических целей мы применяем этот показатель в несколько измененном виде, вычитая из него среднестатистическое значение клиренса здоровых (или контрольных) индивидуумов. Поскольку реакция костной ткани на фтор имеет выраженный фазовый характер [4], при значениях критерия больше нуля диагносцируется ранняя стадия фторного поражения, при близких к нулю диагностика затруднена, так как имеет место торможение интенсивности реакции на ПТГ при дальнейшем развитии патологии. Отрицательные значения критерия были характерны для людей и лабораторных животных с поражениями костной ткани в стадии рентгенологической манифестации.

На рис. 1 приведена качественная схема реакции системы минерального обмена на хроническую фтористую интоксикацию. По оси абсцисс отложены последовательные стадии развития флюороза при хроническом фторном воздействии, а по оси ординат — соответствующие этим стадиям диапазоны изменения диагностического показателя. При диагностике ранних стадий флюороза у лабораторных животных и человека в качестве диагностического показателя был использован клиренс выведения остеотропных химических элементов за сутки [4, 5]. В целях мониторинга данный диагностический метод модифицирован [7], и в качестве диагностического показателя использована величина суточной эндогенной экскреции остеотропных

Таблица 1

Эндогенная экскреция химических элементов, мкг/сут

Вид*	n	Остеотропные						Неостеотропные					
		Ca	Mg	Pb	Si	Sn	Zn	Al	Cu	Fe	Mn	Ni	Ti
Фторная зона													
1	56	1060	440	4,0	83	6,2	52,0	78	13,0	200	16	7,2	2,6
2	7	2150	2150	7,3	228	6,8	112,4	160	40,0	480	44	21,0	7,0
3	7	390	360	3,0	37	10,0	32,5	22	30,0	620	34	2,7	7,9
4	4	940	720	4,3	151	6,7	6,9	120	53,0	210	27	8,2	6,9
5	2	180	390	5,0	36	2,7	4,3	87	10,3	276	30	5,1	4,4
6	8	230	90	—	52	—	7,7	16	1,7	70	4	4,6	0,8
7	4	170	700	3,7	54	3,6	28,0	58	22,0	230	13	6,5	3,9
8	4	460	330	1,5	39	1,3	14,0	17	77	—	6	3,1	0,7
9	9	300	190	0,3	33	6,0	2,3	11	1,3	—	2	2,9	—
10	2	280	120	0,5	53	—	—	16	0,6	44	2	2,5	3,2
Контрольная зона													
11	26	450	340	2,5	42	2,7	22,0	27	13,0	119	5	3,8	1,0
12	14	450	110	0,4	2	0,2	1,4	15	1,1	—	3	4,2	0,3
13	19	530	340	1,3	34	0,5	3,0	28	4,1	226	10	3,3	0,6
14	7	700	170	0,3	31	0,6	—	29	3,7	83	10	3,0	0,4
15	8	90	110	0,4	2	0,2	1,4	—	2,5	9	—	0,3	0,2
16	13	290	90	3,0	19	—	1,4	6	4,6	33	—	1,4	—
17	6	140	50	—	46	—	7,0	4	1,9	16	—	3,5	—

* 1, 11 — *Sorex araneus*, 2 — *Sorex caecutiensis*, 3 — *Sorex isodon*, 4 — *Sorex minutus*, 5 — *Neomys fodiens*, 6 — *Sicista betulina*, 7, 15 — *Apodemus agrarius*, 8, 12 — *Microtus arvalis*, 9, 13 — *Clethrionomys glareolus*, 10 — *Talpa europaea*, 14 — *Clethrionomys rutilus*, 16 — *Apodemus sylvaticus*, 17 — *Micromys minutus*.

химических элементов. Организация метаболического эксперимента с использованием нагрузки паратиреоидным гормоном (ПТГ), методика отбора проб и последующего химического анализа подробно изложены в нашей предыдущей работе [4].

В лабораторных условиях методами пламенной и непламенной атомно-абсорбционной спектрофотометрации в пробах мочи и костной ткани определено содержание следующих остеотропных и неостеотропных металлов: алюминия, кальция, меди, железа, магния, марганца, никеля, олова, свинца, титана и цинка. Данный набор металлов имеет широкий диапазон химических и биологических свойств и достаточно полно представляет регуляторный блок системы минерального обмена. Рассчитанные по алгоритму величины нормированной на метаболический вес эндогенной экскреции представлены в табл. 1 (опущены данные по единичным экземплярам).

Ранее, на материале уловов в техногенной зоне в 1983 и 1984 гг., были определены уровни накопления фтора в костной ткани мелких млекопитающих разных видов [6]. Поскольку

уровни накопления фтора, а следовательно, и токсическая нагрузка на организм были приблизительно одинаковыми по всем видовым выборкам, мы ожидали получить близкие значения диагностического критерия, несмотря на то, что изучаемые животные имеют целый ряд видовых физиологических и экологических особенностей.

В ходе полевого эксперимента изучены особенности минерального обмена у 198 животных 14 видов. Из них достаточно репрезентативные выборки для применения диагностического критерия получены на представителях четырех видов. Последние занимают достаточно широкий таксономический диапазон, по характеру питания относятся к разным экологическим группам, имеют значительные физиологические различия. Предполагалось, что могут быть обнаружены и количественные и качественные различия между представителями разных видов по спектру выводимых с мочой металлов (т. е. физиологически значимые показатели транзита). Действительно, сопоставляя между собой при помощи многофакторного дисперсионного анализа спектры эндогенной экскреции в выборках по таксонам разного уровня, мы получили нарастание различий при повышении ранга сравниваемых таксонов от почти полного совпадения спектров у видов из одного рода до достоверного (на уровне 0,99) различия между спектрами выведения насекомоядных и грызунов.

Аналогичный анализ, проведенный на выборке бурозубки обыкновенной, показал нарастание половых различий по спектру выведения при увеличении возраста сравниваемых животных. Диагносцированные животные этих четырех видов показали различную реакцию на гормональную нагрузку, что свидетельствует о различиях в функциональных состояниях. Однако, несмотря на почти одинаковое накопление фтора в скелете и равную токсическую нагрузку [6], очевидно, что наличие в среде такого дополнительного действующего фактора, как фтор, нарушает межвидовые соотношения.

На рис. 2 сопоставлены величины эндогенной экскреции остеотропных химических элементов для представителей четырех видов из фторной и контрольной зон. Если мы будем рассматривать различия в эндогенной экскреции у животных одного вида, но отловленных в разных зонах, как реакцию на трансформированную фтором среду, то логично использовать это различие в качестве диагностического критерия в рамках разработанного диагностического метода [5].

Анализ экспериментальных результатов позволил выявить следующие соотношения уровней эндогенной экскреции металлов у зверьков из фторной зоны по сравнению с контрольными: повышенное у бурозубок и полевых мышей, приблизительно равное у обыкновенных и пониженное у рыжих полевок (см. рис. 2).

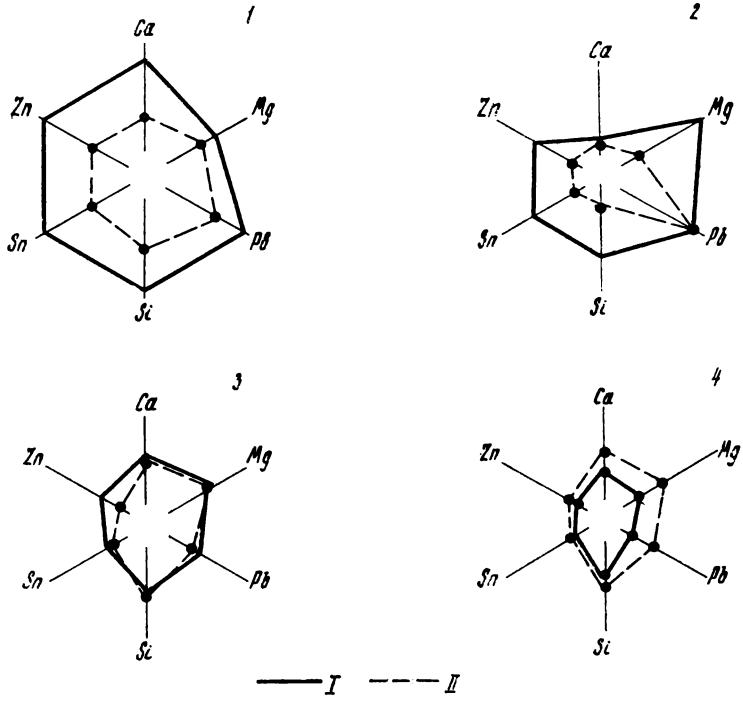


Рис. 2. Соотношение спектров эндогенной экскреции во фторной (*I*) и контрольной (*II*) зонах.

1 — Sorex araneus, 2 — Apodemus agrarius; 3 — Microtus arvalis; 4 — Clethrionomys glareolus.

Как уже говорилось, начальные стадии интоксикации вызывают увеличение эндогенной экскреции, на поздних эндогенная экскреция снова снижается до уровня контроля, а при уровнях затравки, вызывающих у животных тяжелые функциональные расстройства, опускается ниже нормы. Мы считаем, что различия в реакциях на фторное загрязнение у животных разных видов обусловлены разными фазами состояния минерального обмена.

Таким образом, животные изученных видов демонстрируют разную чувствительность на загрязнение среды фтором. Фазовый характер зависимости величины относительной эндогенной экскреции от функционального состояния (степени развития фторной патологии) показан в экспериментах на лабораторных крысах и на людях (см. рис. 1). Если это справедливо и для других видов млекопитающих, то величина относительной эндогенной экскреции может служить характеристикой (применительно к фторной интоксикации) функционального состояния зверьков данного вида. Если у бурозубок и мышей это состоя-

ние может быть расценено как начальная фаза развития флюороза, то реакция костной ткани у полевок, опосредованная через эндогенную экскрецию, указывает на значительно более тяжелую степень фторного поражения минерального обмена. Таким образом, можно предположить, что в условиях фторного загрязнения полевки оказываются в более трудном положении, нежели бурозубки или мыши. Это предположение хорошо согласуется с указанной в табл. 2 структурой отлова. При одинаковом количестве поимок во фторной и контрольной зонах в сумме улов представлен преимущественно насекомоядными, а под стенами завода — исключительно бурозубками, тогда как в контроле бо́льшую часть улова составляют полевки.

Данные по структуре уловов за другие годы не противоречат этому предположению. Если далее следовать этой логике, то мелких млекопитающих фторной зоны можно расположить в ряд по мере возрастания чувствительности к единому для всех животных уровню фтористого загрязнения среды.

Известно [8], что вариабельность многих биологических показателей возрастает в техногенной среде. На самой многочисленной выборке бурозубки обыкновенной (26 зверьков в контроле и 56 во фторной зоне) мы провели частотный анализ относительных величин реакции костной ткани на ПТГ (рис. 3). Распределение частот этих величин у животных из фторной зоны, во-первых, смещено по абсолютным значениям вправо по оси абсцисс, во-вторых, имеет достоверную асимметрию со смещением в сторону начала координат. Этот факт, с одной стороны, указывает на существование во фторной среде фактора, действующего на минеральный обмен, с другой — на меньшую жизнеспособность особей, реагирующих на этот фактор слишком сильно. Животные реагируют на фтор увеличением интенсивности минерального обмена, но слишком большая его напряженность для них явно не выгодна.

Количества исследованных во фторной среде бурозубок оказалось достаточно для выделения групп половозрелых особей и сопоставления их между собой. Видна тенденция к более отчетливому проявлению половых различий по мере взросления, но недостаток данных по животным старших возрастов не позволяет это корректно подтвердить.

Через систему минерального обмена организм животного тесно связан с окружающей средой. Поэтому был проведен анализ некоторых биологических и костных субстратов во фторной зоне и в контроле на содержание в них химических элементов из перечисленного списка. Часть этих результатов приведена в табл. 3.

Обращает на себя внимание тот факт, что накопление некоторых элементов в костной ткани животных из разных зон обратно их содержанию в различных субстратах этих зон. Причем прослеживается некоторая связь с оценкой функцио-

Таблица 2

Структура отловов по годам, %

Таксон	Фторная зона				Контрольная зона	
	1983 (35)	1984 (56)	1985 (300)	1988 (48)	1985 (369)	1988 (186)
Soricidae	94	86	79	80	40	35
Murinae	6	—	1	7	10	12
Microtinae	—	14	20	13	50	53

Примечание. В скобках — общая численность животных.

Таблица 3

Содержание химических элементов в субстрате, мкг/г

Субстрат	*n*	Cu	Fe	Ni	Pb	Sn	Zn
Фторная зона							
Снег	11	0,17	1,35	0,26	0,24	0,033	0,143
Почвенная вытяжка	4	0,20	22	5	0,7	0,5	3
Растительность	19	3,3	400	44	4	9	75
Беспозвоночные	9	42	410	46	11	4	271
Кость							
S. araneus	170	15	1070	10	25	46	136
Ap. aprarius	19	13	160	4	14	36	120
Micr. arvalis	18	12	110	26	15	12	167
Cl. glareolus	42	9	23	3	15	15	79
Контрольная зона							
Снег	7	0,04	0,76	0,04	0,64	0,010	0,083
Почвенная вытяжка	4	0,1	6	2	0,56	0,4	1,6
Растительность	18	3,5	230	38	4	8	23
Беспозвоночные	10	26	120	26	5	3,7	180
Кость							
S. araneus	156	4	730	4	17	40	150
Ap. agrarius	18	10	70	5	22	70	139
Micr. arvalis	28	12	80	10	16	18	283
Cl. glareolus	148	15	191	35	19	20	93

Рис. 3. Распределение частот (γ) средней эндогенной экскреции ($\overline{E}$) *S. araneus*.
1 — контроль, *2* — фторная зона.

нального состояния представителей данного вида во фторной зоне. Если у обыкновенной бурозубки необычным образом (рис. 4,*4*) накапливается из всех шести исследованных элементов только цинк, у лесной мыши и обыкновенной полевки — цинк, олово и свинец (т. е. все остеотропные химические элементы), то у рыжей полевки эти химические элементы накапливаются в больших концентрациях в костях животных из контрольной зоны. Можно интерпретировать этот факт как эскалацию нарушений системы минерального обмена, начинающуюся с нарушения обмена остеотропных элементов в ряду: бурозубка, лесная мышь, обыкновенная полевка, рыжая полевка. В этом же ряду падает соотношение кальцификации костной ткани между фторными и контрольными животными: 0,89; 0,76; 0,72; 0,66 соответственно.

Выводы

Наличие техногенного фтора в среде непосредственно влияет на функциональное состояние мелких млекопитающих, которое первоначально проявляется сдвигами в системе минерального обмена.

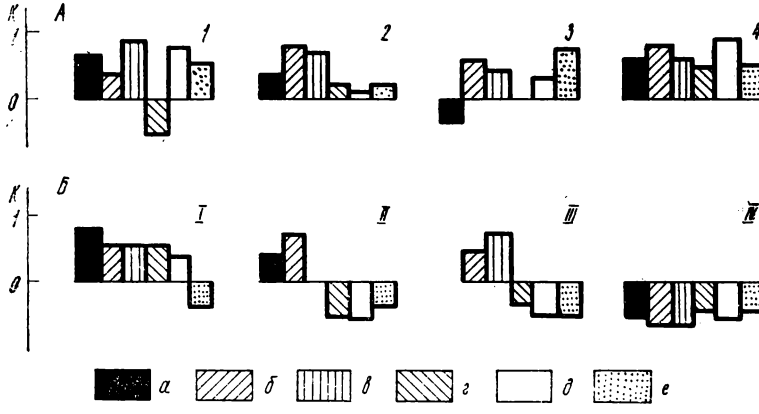


Рис. 4. Относительное накопление (*К*), меди (*а*), железа (*б*), никеля (*в*), свинца (*г*), олова (*д*), цинка (*е*) в субстратах среды (*А*):
1 — снег, *2* — водные почвенные вытяжки, *3* — растительность, *4* — беспозвоночные; в костной ткани животных (Б): *I* — *S. araneus*, *II* — *Ap. agrarius*, *III* — *Micr. arvalis*, *IV* — *Cl. glareolus*.

Мелкие млекопитающие разных видов обладают различной чувствительностью к техногенному фтору и могут быть классифицированы по этому признаку.

Неоднородность реакций мелких млекопитающих разных видов на техногенный фтор может служить одним из инициальных механизмов, влияющих на структуру фаунистического комплекса.

Спектры эндогенной экскреции специфичны и, возможно, могут обладать свойствами систематического признака для таксонов рангом выше рода.

Фтор, действуя на систему минерального обмена организма, модифицирует накопление металлов в костной ткани.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авцын А. П., Жаворонков А. А. Патология флюороза. Новосибирск: Наука, 1981.
2. Книжников В. А. Кальций и фтор. Радиационно-гигиенические аспекты. М.: Атомиздат, 1975.
3. Любашевский Н. М., Окунева М. К. Исследование участия эндокринного аппарата кальциевого обмена в метаболизме инкорпорированного иттрия-91 // Комплексообразование и метаболизм радиоактивных изотопов. Свердловск, 1976. С. 125—144.
4. Любашевский Н. М., Щербаков С. В., Мокроносов А. А. и др. Механизмы нарушения минерального обмена при хронической фтористой интоксикации в эксперименте // Техногенные элементы и животный организм. Свердловск, 1986. С. 68—88.
5. Любашевский Н. М., Мокроносов А. А., Щербаков С. В., и др. Способ диагностики ранней стадии флюороза. Заявка на изобретение. № 4487282 / 14-139884 от 28.09.1988.
6. Любашевский Н. М., Садыков О. Ф., Попов Б. В. и др. Техногенный фтор в лесных экосистемах // Биохимическая экология и медицина. Свердловск, 1985. Вып. 2. С. 234—272.
7. Мокроносов А. А. Оценка тканево-транзитного потока минеральных веществ у представителей отряда Rodentia // Тезисы докладов VII Всесоюзного совещания по грызунам. Свердловск, 1988. Т. 1. С. 156—157.
8. Фтор и фториды. Гигиенические критерии состояния окружающей среды / Всемирная организация здравоохранения. Женева, 1989.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

М. В. ЧИБИРЯК

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ХОЛОДОВОГО СТРЕССА ДЛЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ПОПУЛЯЦИЙ ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

При проведении экологических исследований популяций мелких млекопитающих техногенно загрязненных территорий возникает вопрос о степени воздействия того или иного поллютанта или их комплекса. Дикие животные обладают мощной компенсационной и репарационной системой [1, 6, 7], поэтому мы можем не наблюдать явно выраженных нарушений морфологии и физиологии даже при довольно высоких концентрациях поллютантов в тканях животных. Для выявления нарушений приходится прибегать к тонким биохимическим и генетическим исследованиям. В то же время существует целая группа сравнительно несложных физиологических тестов [2, 3, 6], позволяющих оценить состояние не только отдельных животных, но и популяции в целом быстро, практически в полевых условиях. Животные мало стрессируются и остаются пригодны для любых других исследований. Один из методов — исследование газообмена при различных температурах [2, 4, 5, 7—9], в частности, сравнительное определение потребления кислорода при комфортной температуре в области термопреферендума и при острой холодовой нагрузке отрицательными температурами. Потребление кислорода, являясь интегральным показателем напряженности энергетических процессов организма, позволяет оценить гомеостатичность системы в целом.

Работу проводили в полевой сезон 1988 г., в октябре, в районе Таджикского алюминиевого завода. Животных отлавливали в непосредственной близости от завода (в грязной зоне — 1 км на запад) и в контроле (условно чистая зона — 30 км на восток). Концентрация фтора в костях животных грязной зоны до 10 000 мкг/г живой массы тела, а у животных чистой зоны до 2 000 мкг/г (достаточно высокая концентрация), поэтому необходимо удалить контрольную точку от источника загрязнения, чтобы концентрация фтора в костях не превышала физиологическую норму.

Отлов производили живоловками на хлопковых и рисовых полях по стандартной методике. Основную массу отловов составила мышь домовая, использованная в опытах. В течение суток после отлова животных помещали в садки, измеряли у них потребление кислорода и ректальную температуру в условиях термопреферендума ($t^0_{возд.} = +23\,°C$), после этого помещали их в холодильник и выдерживали в течение 30 мин. при температуре —20°С, затем вновь измеряли у них потребление кислорода и ректальную температуру.

Измерение проводили на газоанализаторе МН-5130 и медицинском электротермометре ТЭМ-1. Обработку материала проводили стандартными статистическими методами.

В табл. 1 приведены усредненные значения массы тела, ректальной температуры и потребления кислорода животными чистой и грязной зоны, измеренные при комфортных условиях.

Масса тела самцов чистой и грязной зон не различается, а у самок она несколько выше, но в основном по массе животные той и другой зоны не различаются. В то же время температура животных грязной зоны ниже — более чем на 1 °С, а потребление кислорода выше примерно на 10 %. Это, по-видимому, отражает процессы, связанные с компенсацией действия поллютанта.

В табл. 2 даны значения минимальных и максимальных индивидуальных значений потребления кислорода и их отношение у самцов и самок. При охлаждении разброс крайних значений и их отношений уменьшается у животных чистой зоны и существенно увеличивается у животных грязной зоны. Гистограмма, представленная на рис. 1, ясно это иллюстрирует. Характер распределения показателя потребления кислорода для животных чистой зоны нормален. У животных грязной зоны наблюдается многовершинность распределения, что указывает на неоднородность выборки. В связи с этим мы выделили три группы животных:

1 — норма — при охлаждении происходит значимое повышение потребления кислорода;

2 — слабо угнетенные — потребление остается на том же уровне или незначительно изменяется в ту или иную сторону;

3 — сильно угнетенные — потребление значительно уменьшается.

В табл. 3 представлено процентное распределение животных чистой и грязной зон по половозрастному и групповому признакам; 65 % самцов и 80 % самок чистой зоны составляют группу 1, в группе 3 самцов не выделено, а самок — 1 экз. Животные грязной зоны распределены по группам почти равномерно. При рассмотрении половозрастной структуры наиболее угнетенными оказались взрослые активно размножающиеся самки. В целом данные количественных популяционных соотношений представлены не полностью, тем не менее хорошо показаны тенденция

Таблица 1

Средние значения массы тела, ректальной температуры и потребления кислорода у животных разных зон при температуре +23 °С

Зона			Масса тела,	Температура тела ректальная, °С	Потребление кислорода, мл/г·ч
Самцы	Чистая	23	14,75±0,60	36,46±0,18 **	8,73±0,40 *
	Грязная	33	14,68±0,83	35,72±0,16	10,17±0,44
Самки	Чистая	20	15,20±0,97 *	36,04±0,22	8,30±0,51
	Грязная	35	18,46±0,87	35,28±0,14	9,02±0,35

* — p 0,05; ** — $p < 0,01$.

Таблица 2

Потребление кислорода животными разных зон, мл/(г·ч)

Объем потребления кислорода		Чистая зона		Грязная зона	
		+23°С	−20°С	+23°С	−20°С
Самцы	Минимум	4,24±0,43	8,87±0,57	6,46±0,66	3,02±0,46
	Максимум	12,07±1,82	17,69±0,82	15,14±1,75	21,08±1,51
	Максимум/минимум	2,9	2,0	2,3	7,0
Самки	Минимум	2,28±0,28	6,12±0,36	4,53±0,86	1,60±0,31
	Максимум	12,24±2,67	21,56±0,58	13,94±2,23	17,51±0,77
	Максимум/минимум	5,4	3,5	2,8	10,9

Таблица 3

Соотношение животных по возрасту и группам риска (1—3), %

Возрастная группа		Чистая зона			Грязная зона		
		1	2	3	1	2	3
Самцы	*ad*	17	13	0	18	12	18
	sad	39	22	0	6	10	6
	juv	9	0	0	15	15	0
Самки	*ad*	40	10	0	11	16	34
	sad	15	5	5	17	12	3
	juv	25	0	0	6	0	0

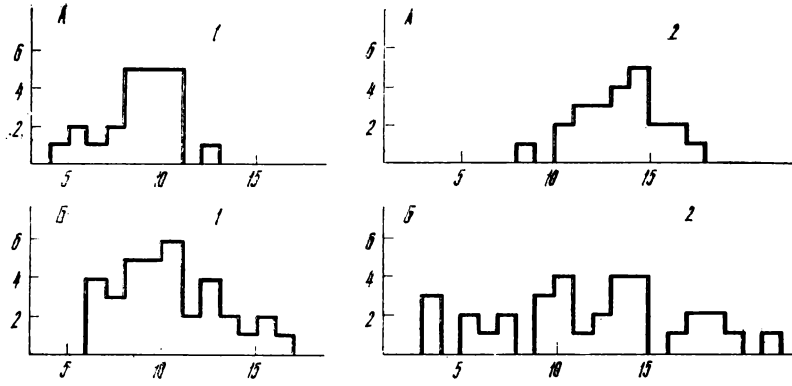


Рис. 1. Гистограмма распределения показателя потребления кислорода в чистой (*А*) и грязной (*Б*) зонах в норме (*1*) и при холодовой нагрузке (*2*).

и стратегия приспособления популяции к условиям загрязнения.

По абсолютным величинам потребление кислорода (рис. 2) у животных грязной зоны выше. Однако изменение потребления кислорода при холодовом стрессе (за 100 % принимаем потребление кислорода в условиях термопреферендума) в каждой зоне различно: в чистой — больше на 63 % у самцов и на 71 у самок (группа 1), меньше на 48 у самок (группы 3); в грязной — больше на 45 у самцов и на 53 у самок (группа 1), меньше на 48 у самцов и на 46 % у самок (группа 3).

Ректальная температура (рис. 3) при холодовом стрессе уменьшается: в чистой зоне — на 8 % у самцов и самок (группа 1), на 8 у обоих полов (группа 2) и на 37 у самок (группа 3); в грязной зоне — на 8 у самцов и на 7 у самок (группа 1), на 14 у самцов и на 19 у самок (группа 2), и на 33 % у обоих полов (группа 3).

Реакция на холодовое воздействие аналогична у животных грязной и чистой зон (сказывается, вероятно, наличие фтора в контроле). В то же время существенно отличаются крутизна падения показателя от группы к группе (она значительно выше в грязной зоне) и количественный состав групп.

Холодовой тест достаточно чувствителен, прост и удобен для ранней прямой диагностики состояния популяций, проживающих в загрязненных фтором и пестицидами областях, непосредственно в процессе отлова. Обследованные животные могут быть выпущены для последующего отлова при изучении миграционных процессов. Дополненный лабораторными исследованиями на затравленных животных этот метод позволит диагностировать опасные для популяций состояния.

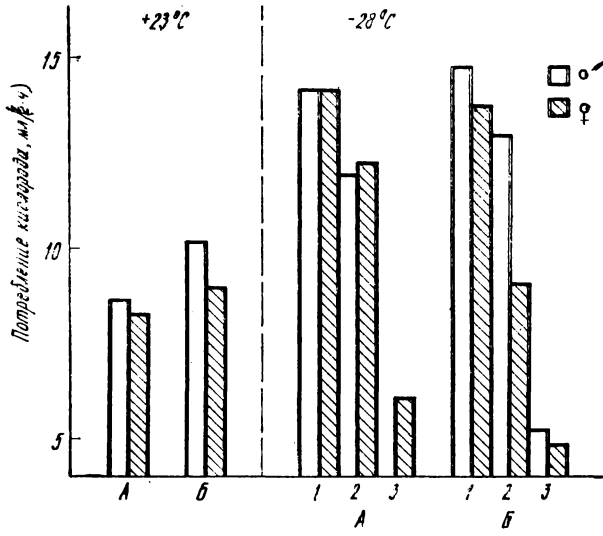


Рис. 2. Потребление кислорода животными чистой (*А*) и грязной (*Б*) зон в норме (+23 °С) и при холодовой нагрузке (—20 °).

1—3 — группы риска.

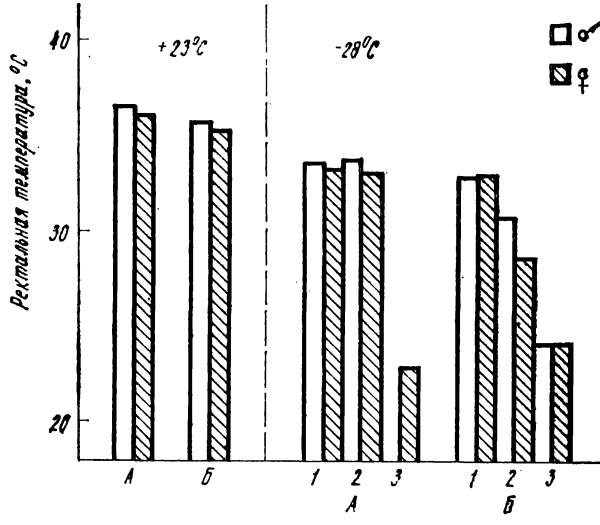


Рис. 3. Ректальная температура животных чистой (*А*) и грязной (*Б*) зон в норме (+23 °С) и при холодовой нагрузке (—20 °С).

1—3 — группы риска.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Башенина Н. В. Пути адаптации мышевидных грызунов. М.: Наука, 1977.

2. Калабухов Н. И. Влияние температуры на потребление кислорода лесными и желтогорлыми мышами // Тез. докл. АН СССР. М., 1940. Т. 26, вып. 3. С. 22—26.

3. Калабухов Н. И. Методика экспериментальных исследований по экологии наземных позвоночных. М.: Советская Россия, 1951.

4. Маслов С. П., Ивашкина И. В. Повышение устойчивости к действию холода и изменения энергетического обмена у белых мышей в результате резких периодических охлаждений // Теплообразование в организме. Киев, 1964. С. 123—133.

5. Слоним А. Д. Животная теплота и ее регуляция в организме млекопитающих. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1952.

6. Слоним А. Д. Экологическая физиология животных. М.; Л.: Высш. шк., 1971.

7. Слоним А. Д. Энергетические основы адаптации организма животных к горным условиям: устойчивость к холоду и гипоксии // Экология горных млекопитающих. Свердловск, 1982. С. 105.

8. Хаскин В. В. Энергетика теплообразования и адаптация к холоду. Новосибирск: Наука, 1975.

9. Kleiber M. Body size and metabolic rate // Physiol. Revs. 1947. V. 27. P. 511.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

А. Н. ДАНИЛОВ

ИЗМЕНЕНИЕ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТУНДРОВЫХ ГРЫЗУНОВ В АНТРОПОГЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Интенсивное вовлечение районов Крайнего Севера в хозяйственную деятельность, в первую очередь разработка нефтяных и газовых месторождений, прокладка транспортных коммуникаций и связанное с этим передвижение по тундре большого количества техники, приводит к значительным трансформациям тундровых биоценозов. Изменения почвенного и растительного покрова привлекают пристальное внимание большого числа исследователей, однако процессы, происходящие в антропогенных условиях с фитофагами, особенно грызунами, которым принадлежит ведущая роль в утилизации первичной продукции в тундровых сообществах, остаются неизученными.

В 1988—1989 гг. нами проведена работа по определению влияния транспорта в местах проведения поисковых буровых работ, а также прокладки автомобильных и железных дорог на население грызунов в условиях южной тундры. В 1988 г. заложено два пробных участка. Первый — в нижнем течении р. Полуй, в урочище Лыимнюрым, где в 1986—1987 гг. проводилось интенсивное бурение куста нефтегазоразведочных скважин; второй — в районе пересечения строящейся железнодорожной и автомобильной трассы Обская — Бованенково и долины р. Щучья, в окрестностях поселков строителей — 105-й и 110-й км. В 1989 г. пробный участок располагался в начале трассы Обская — Бованенково, в окрестностях пос. Обская и г. Лабытнанги. На всех участках проводили маршрутные учеты грызунов с собакой, показавшие высокую эффективность в условиях тундры [4]. Протяженность учетных маршрутов на р. Полуй — 10 км, р. Щучьей — 56 км и в окрестностях пос. Обская — 16 км.

На р. Полуй буровая располагалась в 50 км от устья. Преобладающий тип растительности в урочище Лыимнюрым — кустарничковая мохово-лишайниковая тундра. Встречаются участки ерниковой разнотравно-моховой тундры, осоковые и осоково-пушицевые болота, отдельные кусты ольхи и злаково-разнотравные ассоциации.

Таблица 1

Изменение численности грызунов при повреждении тундры транспортом, экз/га

Вид	Участки с ненарушенной растительностью	Участки с поврежденной на 50 % растительностью
Узкочерепная полевка	16,8±1,7	57,4±2,7
Полевка Миддендорфа	15,2±2,3	53,9±2,8
Полевка-экономка	13,6±2,0	55,8±3,7
Участки совместного обитания	18,1±2,4	56,8±4,2

Как было установлено, в месте расположения буровой растительность и почвенный покров полностью уничтожены на 10 га. На 50 га повреждено от 40 до 60 % растительности. Нарушен растительный покров (от 10 до 15 %) на площади более 200 га. На поврежденных участках отмечены заболачивание, образование осоково-пишуцево-моховых ассоциаций на месте кустарничковой и ерниковой тундры. В результате движения тяжелых гусеничных машин поверхность тундры значительно изменилась, образовалось большое количество участков, где дернина оказалась разорванной гусеницами, а то и перевернутой.

Население грызунов данного участка представлено тремя видами полевок: полевкой-экономкой, узкочерепной полевкой и полевкой Миддендорфа. Учет численности зверьков показал, что в тех местах, где растительность и почвенный покров уничтожены на 80—100 %, грызуны не встречаются. Небольшие нарушения растительности практически не сказываются на размещении животных. Однако на тех участках, где было повреждено около 50 % растительности и почвы, произошли существенные изменения в плотности населения грызунов по сравнению с ненарушенными участками (табл. 1). На нарушенных участках наблюдается увеличение численности зверьков. По-видимому, это объясняется тем, что в естественных условиях в тундре наблюдается значительный дефицит убежищ [1]. Еще Т. Н. Дунаева [5] отмечала, что тундровые грызуны очень охотно используют искусственные убежища и укрытия для создания нор, а также активно перемещаются по тропам животных и людей, т. е. значительные повреждения дернины вызвали концентрацию зверьков.

Район пересечения трассы Обская — Бованенково с долиной р. Щучья более разнообразен по природным условиям. На равнинной части долины преобладающий тип растительности — ерниково-кустарничковая моховая тундра. В заболоченных понижениях встречаются обширные осоково-злаковые моховые сообщества. На более возвышенных местах имеются луговые, зла-

ково-разнотравно-осоковые ассоциации. Есть отдельные участки лиственничного редколесья. На возвышенностях, по краю долины, преобладают кустарниковые мелкокочкарные моховые и мохово-лишайниковые тундры, на вершинах возвышенностей переходящие в щебнистые кустарничково-лишайниковые тундры.

Собственно трасса строящейся дороги представляет из себя две насыпи высотой от 50 см до 3 м (в зависимости от рельефа), шириной около 20 м каждая. Расстояние между насыпями от 30 до 50 м, т. е. общая ширина приблизительно 100 м. Кроме того, имеются дороги к пос. 105-й км и к карьерам, где добывают материал для отсыпки полотна. Интенсивность движения по дороге от 105-го км до трассы — одна машина за 10—15 мин (4—6 машин в час), по трассе — за 3—5 мин (15—20 автомобилей в час). Следы пыли на растительности от проходящего транспорта визуально прослеживаются до 100 м в сторону от трассы и до 60 м в сторону от других дорог. На расстоянии 50—120 м от всех коммуникаций напочвенный покров поврежден гусеничной техникой на 50—70 %. Вездеходные следы в равнинной части долины р. Щучья встречались с частотой 34±5 (от 7 до 55), в возвышенной — 5±2 (от 2 до 15) на 1 км маршрута. В целом необходимо отметить, что в районе, прилежащем к трассе Обская — Бованенково, началась деградация тундровой растительности. В пониженных участках интенсивное заболачивание. На возвышенных, достаточно дренированных местах наблюдается усиленное остепнение. В замене поврежденной тундровой растительности злаками основную роль играет вейник Лангсдорфа.

На ненарушенных и малонарушенных территориях доминирующий вид тундровых грызунов — сибирский лемминг. Интенсивно размножаясь в ходе пика численности всех мелких млекопитающих на Ямале, наблюдавшемся в 1988 г., эти зверьки занимали в районе исследований все тундровые биотопы, значительно потеснив других грызунов. Численность леммингов в лиственничном редколесье составляла 3,1±0,3 экз/га (от 2 до 4), в равнинной части долины р. Щучьей — 5,6±0,2 экз/га (от 4 до 6), причем лемминги обитали во всех биотопах, а в возвышенной и горной тундре средняя численность сибирских леммингов была выше — 12±2,1 экз/га (от 8 до 30). Обитавшие на данной территории другие грызуны — полевка Миддендорфа и узкочерепная полевка, образовывали лишь отдельные поселения, расположенные довольно далеко друг от друга. Полевка Миддендорфа встречалась вдоль тундровых ручьев в осоковых и осоково-злаковых сообществах, образуя компактные поселения из 15—20 особей. Узкочерепная полевка попадалась в луговых ассоциациях группами по 3—9 особей. Однако вблизи трассы соотношение грызунов было другим (табл. 2). Узкочерепная полевка сконцентрировалась вдоль трассы строящейся дороги, т. е. в местах, где тундровая растительность была по-

Таблица 2

Численность грызунов на территории, расположенной вдоль трассы строящейся железной дороги, экз/га

Вид	Вдоль трассы	Расстояние от трасс, м		
		0—50	50—200	Более 200
Узкочерепная полевка	Менее 0,01 *	9,1±1,4 **	26,7±4,3	6,4±2,5 **
Полевка Миддендорфа	Не встречено		Менее 0,3 *	17,2±1,6 **
Сибирский лемминг	»	»	Не встречено	5,6±0,2

* — отдельные особи; ** — отдельные поселения.

вреждена и ее биотопы заняли злаковые сообщества. На самой трассе полевки встречались редко, лишь молодые зверьки. В полосе до 50 м от трассы, там где был значительно нарушен почвенный покров и ощущалось достаточно интенсивное запыление, узкочерепные полевки образовывали отдельные поселения и численность их была не очень велика. На расстоянии от 50 до 200 м они сформировали сплошную сеть поселений, связанных между собой хорошо заметными тропками. В этой полосе отмечены и отдельные особи полевки Миддендорфа. Сибирские лемминги не встречались ближе 200—250 м от трассы.

В 1989 г. мы в основном занимались оценкой эффективности рекультивационных мероприятий, проведенных в 1988 г. вдоль уже построенных участков трассы Обская — Бованенково. В течение лета 1988 г. провели несколько посевов злаков и многолетних трав на территории бывших поселков строителей и недействующих карьеров. Как было установлено, в 1989 г. площадь, покрытая растительностью на данных территориях, составляла не более 20 % (иногда менее 8—10 %). В местах проведения посевов были заметны следы интенсивной деятельности грызунов, в первую очередь — узкочерепной полевки. В то время, как на всем Ямале летом 1989 г. началась депрессия численности грызунов и на участках тундры, непосредственно прилежащих к трассе, их не встречалось, вдоль трассы сохранялась довольно высокая (для периода спада и депрессии) численность узкочерепной полевки. Отмечены поселения со средней численностью 7,3±1,6 экз/га (от 4 до 13). Косвенное свидетельство сохраняющегося населения полевок вдоль трассы — концентрация в этом районе пернатых хищников во второй половине лета, когда основная масса грызунов в тундре погибла. Можно предположить, что влияние грызунов в сочетании с неблагоприятными погодными условиями (в первую очередь — низкими температурами) значительно уменьшает эффективностсь рекультивации.

Таким образом, с одной стороны, изменение пространственного распределения тундровых грызунов приводит к отрицательным последствиям. Даже в ненарушенных тундровых сообществах грызуны оказывают весьма существенное влияние на растительность [2, 3, 8, 9], а в условиях антропогенной трансформации растительного покрова увеличение кормовой нагрузки может привести практически к полному изъятию как надземной, так и подземной фитомассы. Такая возможность обязательно должна учитываться при проведении рекультивационных мероприятий. С другой стороны, концентрация зверьков несомненно способствует изменению структуры почвы, поскольку влияние тундровых грызунов на почвообразовательные процессы очень велико [6, 9]. Кроме того, увеличение численности фитофагов интенсифицирует биологический круговорот химических элементов [3], особенно азота, недостаток которого весьма ощутим в тундровых почвах [7]. Можно высказать предположение, что в естественных условиях такие процессы ведут к увеличению темпов восстановления тундровых сообществ.

Итак, изменение пространственной структуры населения тундровых грызунов в результате антропогенной трансформации почвенного и растительного покрова тундры приводит к увеличению численности некоторых видов грызунов в измененных биоценозах, что в свою очередь приводит к увеличению трофического воздействия на растительность тундрового биома.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Балахонов В. С., Лобанова Н. А., Павлинин В. В., Штро В. Г. Распределение и численность некоторых видов млекопитающих в подзоне кустарниковых тундр Ямала // Современное состояние и история животного мира Западно-Сибирской низменности. Свердловск, 1988. С. 133—148.
2. Батцли Г. О. Взаимоотношения между леммингами и растительностью экосистемы тундры // I Международный конгресс по млекопитающим. М., 1974. Т. 1. С. 47—48.
3. Богатырев Л. Г. Биологический круговорот в тундрах Западного Таймыра: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1976.
4. Данилов А. Н. Динамика численности тундровых грызунов на Южном Ямале // Современное состояние и история животного мира Западно-Сибирский низменности. Свердловск, 1988. С. 127—132.
5. Дунаева Т. Н. Сравнительный обзор экологии тундровых полевок п-ва Ямал // Тр. Ин-та географии АН СССР. М.; Л., 1948. Вып. 4. С. 78—143.
6. Кирющенко С. П. Влияние роющей деятельности копытных леммингов на растительный покров арктических тундр острова Врангеля // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1978. Т. 83, вып. 2. С. 28—35.
7. Манаков К. Н. Продуктивность и биологический круговорот в тундровых биогеоценозах Кольского полуострова. Л.: Наука, 1972.
8. Петрусевич К., Гродзинский В. Значение растительноядных животных в экосистемах // Экология. 1973. № 6. С. 5—17.
9. Тихомиров Б. А. Взаимосвязи животного мира и растительного покрова тундры. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1959.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

В. Л. ВЕРШИНИН, С. Ю. ТЕРЕШИН

ОСОБЕННОСТИ ФУНКЦИОНАЛЬНОГО СОСТОЯНИЯ ВОЗБУДИМЫХ ТКАНЕЙ ОСТРОМОРДОЙ ЛЯГУШКИ В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗАЦИИ

В связи с усиливающимися процессами роста и концентрации производства и урбанизации не существует экосистем, в той или иной степени не подверженных влиянию человеческой деятельности. С. С. Шварц [12] отмечал, что микроэволюционные изменения, происходящие в этих условиях, представляют интерес с теоретической точки зрения, поскольку их скорость может быть выше, а направленность иной, нежели в естественных условиях. Привлекают внимание стркутурно-функциональные особенности популяций антропогенных ландшафтов, а также перспективы их существования на измененных территориях. Связанное с трансформацией среды вымирание отдельных видов, приводящее к полному разрушению биогеоценоза, происходит не в результате непосредственной гибели организмов, а вследствие необратимого разрушения популяционной структуры [11]. Изменения, происходящие под влиянием человеческой деятельности, во многих случаях еще не поддаются прогнозированию.

В сложившейся ситуации нужны надежные методы мониторинга для установления нормативной допустимой нагрузки на биогеоценозы в целях сохранения и поддержания их в состоянии устойчивого равновесия. Это необходимо для нормального воспроизводства человеческого и ряда других возобновимых ресурсов.

Мы располагаем довольно полными данными по распределению амфибий на территории города, их видовому составу и динамике численности для основных мест обитания в городской черте и пригороде. Установлены изменения в генетической и пространственной структуре группировок амфибий в городе, возникающие на основе специфики динамики численности личинок и сеголеток в условиях деградации растительных сообществ, разрушения и загрязнения мест обитания, а также изоляции.

Урбанизация, воздействуя на все этапы жизненного цикла земноводных, приводит к формированию в популяциях специфических черт, одни из которых имеют адаптивное значение

(укрупнение размеров тела, изменение соотношения морф), другие отражают негативные изменения, снижающие устойчивость популяций (высокую смертность, снижение плодовитости, значительную долю морфологических аберраций).

Механизм трансформации естественных группировок земноводных с ростом урбанизации подробно изучен на примере популяций остромордой лягушки [4]. Проведенная работа целиком основывается на популяционных показателях, изучение которых продолжалось в течение ряда лет, что не позволяет проводить экспресс-диагностику состояния окружающей среды.

Известно, что при трансформации среды обитания наблюдаются специфические реакции животных на изменение условий; параллельно — отбор особей с более совершенной морфофизиологической реакцией, и популяции приобретает наследственно закрепленные морфофизиологические особенности. Этот путь энергетически не выгоден. Следующий этап — отбор особей, способных поддерживать энергетический баланс без резко выраженных морфофизиологических приспособлений [13]. Уровень адаптации определяет глубину преобразований в популяции. В связи с этим вполне понятен интерес исследователей к изучению изменчивости функционального состояния возбудимых тканей организма — нервной и мышечной, определяющих подвижность особей и скорость реагирования на внешние факторы, а в конечном итоге — состояние организма в целом и, возможно, устойчивость данного вида в новых условиях.

Один из интегральных показателей функционального состояния возбудимых тканей организма наряду с возбудимостью — аккомодационная способность [9]. Параметр аккомодации отражает уровень функциональной подвижности (или лабильности) ткани и непосредственно зависит от аккомодационной способности отдельных нервных и мышечных волокон [14, 15].

Согласно взглядам А. А. Ухтомского, любая реакция ткани, органа или организма в целом на любое воздействие извне рассматривается как переход на новый уровень равновесного и в то же время неустойчивого состояния, как новое нарушение ранее достигнутого состояния неустойчивого равновесия. Переход от одного уровня неустойчивого равновесия к другому отождествляется А. А. Ухтомским с процессами адаптирования или аккомодирования этой системы к раздражителю. По направленности процесс аккомодации понимается как акт сведения к нулю текущего раздражителя и имеет большое значение для организма. Благодаря способности к аккомодации организм получает возможность реагировать на новые и новые раздражения, настраиваться на новые уровни жизнедеятельности, приспосабливаться к новым условиям существования.

Аккомодационные свойства ткани проявляются в том, что под влиянием падающего на ткань раздражителя порог, в свою очередь, прогрессивно растет. Рост последнего, проявляющийся

под действием раздражения, совершается с известной для каждой ткани скоростью. Константу времени роста порога возбуждения принято считать характеристикой процесса аккомодации в ткани. Скорость аккомодации обозначается $1/\lambda$, а λ принимается за константу аккомодации. Параметр аккомодации служит показателем функциональной устойчивости ткани. Снижение этой устойчивости связано с отклонением абсолютных величин λ от значений оптимума. Увеличение λ свидетельствует о снижении функциональной устойчивости в сторону настройки ткани на режим повторного реагирования на внешнее воздействие, а уменьшение — в сторону торможения функции [9, 10]. Методика аккомодометрии оказалась весьма информативной при сравнительной оценке физиологической активности компонентов сапропелей [5—8], т. е. позволила обнаруживать изменения микроэлементного фона окружающей среды.

Цель настоящей работы — изучение специфики возбудимости и аккомодационной способности остромордых лягушек в условиях различного уровня загрязнения и урбанизации, а также поиск связей исследуемых показателей с некоторыми популяционными характеристиками.

Эксперименты проведены на 18 половозрелых самцах остромордой лягушки *Rana arvalis* Nilss. в течение полевого сезона 1987—88 гг. Животные были взяты из популяций различных зон городского ландшафта, выделяющихся в зависимости от характера застройки, уровня загрязнения и степени освоения территории человеком, охарактеризованных нами ранее [1, 2]. Зоны: I — центральная часть города (лишена земноводных), II — многоэтажной застройки, III — малоэтажной застройки, IV — лесопарковый пояс города. В качестве контроля использовали популяцию с относительно меньшей антропогенной нагрузкой — в 25 км от г. Свердловска. Градиент нагрузки подтверждается данными гидрохимических анализов нерестовых водоемов, выполненных в ПТБ при УралНИИВХ [3]. Отлов животных производили в весенний и летний сезоны года, преимущественно в утренние часы, после чего животных сразу доставляли в электрофизиологическую лабораторию.

Для определения функционального состояния нервной и мышечной тканей у лягушек разрушали центральную нервную систему, готовили препараты обеих нижних конечностей и выдерживали их 30 мин в растворе Рингера следующего состава, мМ/л: Na — 113,4; K — 3,25; Ca — 2,70; Cl — 119,7; HCO_3 — 2,38; глюкоза — 5,5; pH — 7,4. После этого определяли реобазу и пороги возбудимости нерва и мышцы при различных градиентах одиночного стимула, учитывая эффект сокращения мышцы. Использовали электростимулятор ЭСЛ-2, аккомодометр и хлорированные серебряные электроды с экранированной камерой. Модифицированная нами схема аккомодометра позволяла регулировать градиент раздражающего стимула путем последо-

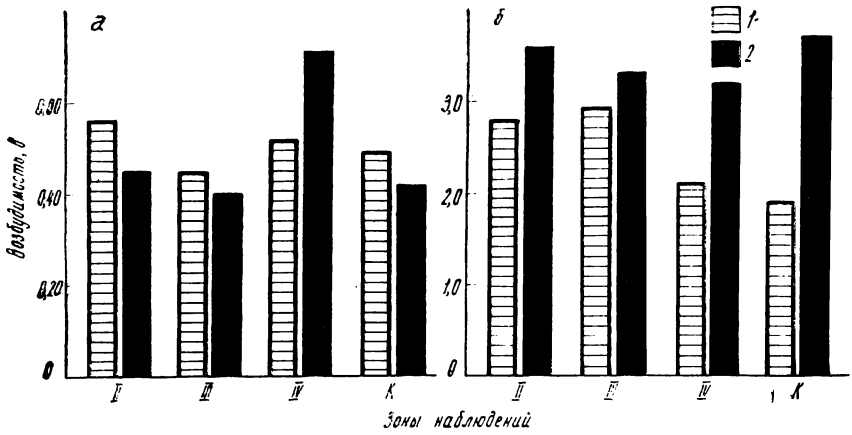


Рис. 1. Возбудимость тканей остромордой лягушки.

Здесь и на рис. 2, 3: *а* — нервная ткань, *б* — мышечная; зоны: *II* — многоэтажной застройки, *III* — малоэтажной, *IV* — лесопарк, *К* — контроль. *1* — возбудимость, *2* — динамика возбудимости.

вательного введения в цепь конденсаторов емкостью 0,001; 0,002; 0,003; 0,004; 0,01; 0,02; 0,03 и 0,05 мкФ. Константу времени роста силы тока T (м·с) определили по формуле $T=R\cdot C$, где C — емкость конденсатора в фарадах, R — сопротивление аккомодометра в омах. Для нервной и мышечной ткани применяли сопротивление 500 Ом. Константу аккомодации ткани λ (м/с) вычисляли по формуле: $\lambda V_0T/V-V_0$, где V_0 — порог ткани для мгновенно нарастающего тока, V — порог ткани для тока, нарастающего со скоростью T. Результаты исследований обработаны на ЭВМ СМ-4 (пакет прикладных программ «Домби»). Установочные данные 1987 г. не включены в статью.

Результаты определения возбудимости нервной и мышечной тканей лягушек различных зон городской территории представлены на рис. 1. Возбудимость нервной ткани лягушек из всех зон города достоверно не отличалась от таковой у животных из контрольной популяции (см. рис. 1*а*). Возбудимость нервной ткани после ее 30-минутного отмывания в свежем растворе Рингера у животных II и III зон также не отличалась от возбудимости лягушек контрольной группы. Относительно контроля достоверно ($p<0{,}05$) сниженной (порог возбуждения повышен) она оказалась только у лягушек IV зоны.

Возбудимость мышечной ткани обладала определенной спецификой (см. рис. 1*б*). Наибольшая возбудимость (наименьший порог возбуждения) отмечена у лягушек контрольной группы. Животные IV зоны имели несколько меньшую возбудимость мышечной ткани (порог возбуждения выше) в сравнении с контролем, хотя эти различия и были статистически недостовер-

ны. Значительно меньшей возбудимостью (порог возбуждения повышен в 2 и более раза) обладали особи из II и III зон. В этом случае различия с контрольной группой были статистически значимы ($p<0,05$). Снижение возбудимости у лягушек II и III зон, где на животных оказывается наибольшее антропогенное воздействие, может быть одним из признаков адаптационных изменений физиологических систем организма к неблагоприятным условиям окружающей среды. Следует отметить, что после 30-минутного отмывания препаратов в свежем растворе Рингера значения возбудимости мышечной ткани снизились (пороги возбуждения возросли) у лягушек из всех исследованных зон и, достигнув примерно одного и того же уровня, уже достоверно не различались между собой. Это, по-видимому, говорит о том, что изменение возбудимости мышечных тканей не носит в данном случае характера необратимых сдвигов.

Таким образом, можно сделать вывод, что картина изменения мышечной возбудимости лягушек при разных уровнях урбанизации отличается от характера изменений возбудимости нервных тканей при тех же условиях. По мере увеличения степени антропогенной трансформации и среды обитания животных возбудимость их мышечной ткани снижается (порог возбуждений для прямоугольных электрических импульсов прогрессивно растет). Вероятно, значения абсолютной возбудимости мышечной ткани амфибий могут служить одним из критериев оценки уровня антропогенного воздействия на популяцию и экосистему. При этом следует учитывать, что выраженность исходных различий возбудимости мышечной ткани у животных сглаживается по мере увеличения времени выдерживания изолированных нервно-мышечных препаратов в растворе Рингера.

Результаты определения аккомодационной способности нервной и мышечной тканей лягушек из популяций городской черты представлены на рис. 2. Константа аккомодации нервной ткани особей II и IV зон достоверно не отличалась от таковой у контрольных животных (см. рис. *2а*). Константа аккомодации у животных из III зоны была статистически значимо ниже ($p<0,05$) в сравнении с этим показателем в контрольной группе. Константа аккомодации после 30-минутного отмывания нервной ткани в свежем растворе Рингера у лягушек II и III зон не отличалась от значений, полученных на особях из контрольный популяции. Достоверно сниженными ($p<0,05$) оказались значения константы аккомодации в зоне IV по сравнению с контролем. Таким образом, наибольшей аккомодационой способностью нервной ткани (наименьшие значения константы аккомодации) обладали животные III зоны и (по показателям динамики константы аккомодации) — лягушки IV зоны. Можно полагать, что животные, испытывающие относительно малое (IV зона) и среднее (III зона) по интенсивности антропогенное воздействие, ха-

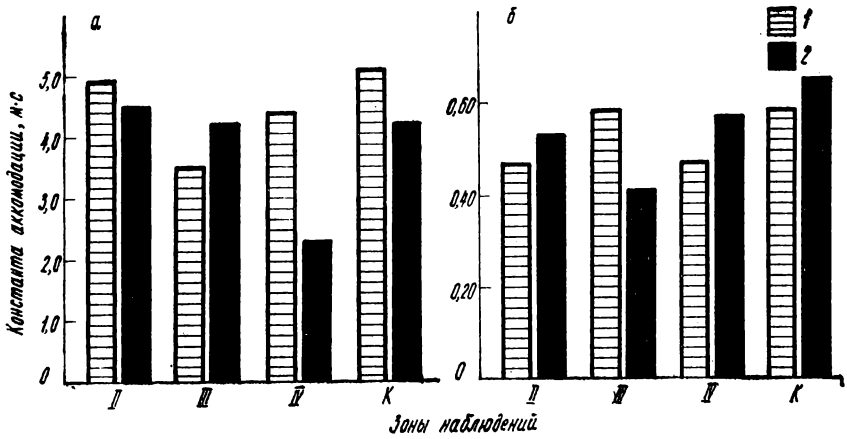


Рис. 2. Константа аккомодации при $T=0{,}25$ м·с (*1*) и динамика аккомодации (*2*).

рактеризуется сравнительно большими адаптационными возможностями нервной системы.

Картина изменения константы аккомодации мышечной ткани в зависимости от уровня урбанизации отличается от таковой для нервной ткани (см. рис. 2*б*). Наименьшей константой аккомодации (наибольшей аккомодационной способностью) мышечной ткани обладают лягушки контрольной группы и III зоны. Несколько большей аккомодационной способностью (наименьшие значения константы аккомодации) обладали животные II и IV зон города. Константа аккомодации мышечной ткани после 30-минутного ее отмывания в свежем растворе Рингера у лягушек II и IV зон не отличалась от значений показателя у лягушек в контрольной группе. Достоверно сниженной ($p<0{,}01$) оказалась константа аккомодации у животных III зоны. Как и в случае с нервной тканью, результаты по исследованию аккомодационной способности мышечной ткани свидетельствуют о том, что особи из популяций, испытывающих среднее (III зона) по интенсивности воздействие, характеризуются относительно бо́льшими адаптационными возможностями по сравнению с животными контрольной группы и II зоны.

Кроме того, было проведено изучение аккомодационной способности возбудимых тканей лягушек городских территорий при бо́льшем градиенте тестирующего стимула ($T=2{,}5$ м·с, а не 0,25, как в первом случае). Полученные результаты представлены на рис. 3. Константа аккомодации ($T=2{,}5$ м·с) нервной ткани лягушек всех исследованных зон города достоверно не отличалась от таковой у контрольной группы животных. У животных II и IV зон значения констанаты аккомодации ($T=$

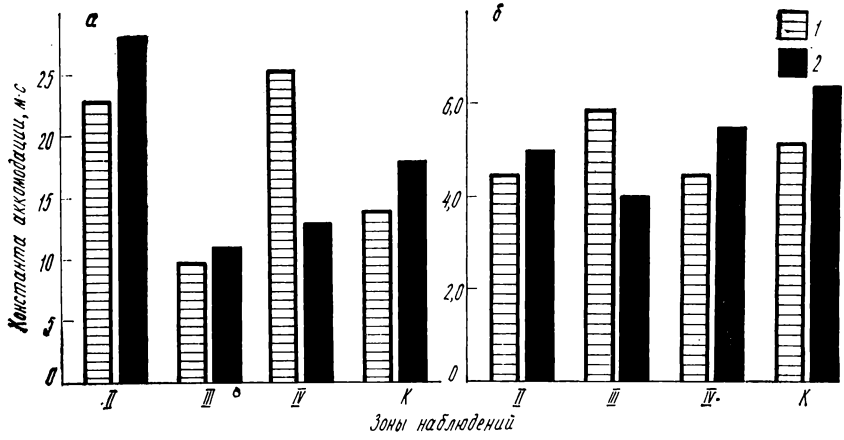


Рис. 3. Константа аккомодации при $T=2,5$ м·с (*1*) и динамика аккомодации (*2*).

=2,5 м·с) в 1,5—2 раза превосходили таковые в контрольной группе, а у особей III зоны, наоборот, были ниже.

Константа аккомодации мышечной ткани ($T=2,5$ м·с) после 30-минутного ее отмывания в свежем растворе Рингера у лягушек всех зон города достоверно не отличается от таковой у контрольной группы животных.

Итак, установлено, что животные II и III зон обладают низкой мышечной возбудимостью (высоким порогом возбуждения) по сравнению с контрольными — 2,8—3,0 против 1,9 м·с. Это может быть связано с повышением фактора беспокойства в таких популяциях, о чем также свидетельствует высокий индекс сердца сеголеток этих зон [3]. Наблюдаемые различия в возбудимости мышечных тканей и пороге возбуждения свидетельствуют, по-видимому, о том, что кроме выявленных ранее адаптивных изменений на уровне популяций здесь существует физиологическая адаптация на уровне особей, так как после отмывания тканей в растворе Рингера эффект исчезал, а порог возбуждения возрастал.

Константа аккомодации нервных тканей у животных III зоны и ее динамика в зоне IV оказались достоверно ниже (3,4 и 2,4 против 5,2 и 4,2 м·с — в контроле соответственно), что говорит о наивысшей аккомодационной способности, т. е. о наличии адаптивных физиологических изменений на уровне особей при отсутствии значительных достоверных различий на популяционном уровне в тех группировках, где антропогенный пресс не достигает максимальных значений. Сходные результаты получены и по аккомодационной способности мышечной ткани. По-видимому, животные из загородной популяции обладают меньшей аккомодационной способностью, так как обитают вне зоны зна-

чительного антропогенного воздействия, а популяции II зоны обладают рядом глубоких качественных отличий популяционного ранга, что, вероятно, снижает роль физических адаптаций на уровне особей. По-видимому, мышечная возбудимость может отражать степень беспокойства и уровень загрязненности в условиях урбанизации, а аккомодационная способность позволяет оценить глубину адаптивных изменений в популяциях при антропогенной трансформации среды. В работе представлен первый этап поиска физиологических показателей для экспресс-оценки качества среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вершинин В. Л. Распределение и видовой состав амфибий городской черты Свердловска // Информационные материалы Института экологии растений и животных. Свердловск, 1980. С. 5—6.

2. Вершинин В. Л. Городские группировки земноводных как критерий оценки состояния мелких водоемов // Проблемы экологии Прибайкалья. Иркутск, 1982. Ч. 1. С. 8.

3. Вершинин В. Л. Материалы по росту и развитию амфибий в условиях большого города // Экологические аспекты скорости роста и развития животных. Свердловск, 1985. С. 61—75.

4. Вершинин В. Л. Адаптивные особенности группировок остромордой лягушки в условиях крупного города // Экология. 1987. № 1. С. 46—50.

5. Серов С. И., Терешин С. Ю. Влияние сапропеля озера Молтаево и его фракционных компонентов на аккомодацию нерва и мышцы // Тезисы докладов IV Всероссийского съезда физиотерапевтов и курортологов. М., 1984. С. 39—40.

6. Серов С. И., Терешин С. Ю. Влияние сапропеля озера Молтаево и его компонентов на функциональное состояние нервной и мышечной тканей // Вопросы курортологии, физиотерапии и лечебной физкультуры. 1985. № 1. С. 52—53.

7. Терешин С. Ю. Сравнительная характеристика компонентов озера Молтаево // Актуальные вопросы физиотерапии и курортологии в условиях Западной Сибири. Тюмень, 1979. С. 41—42.

8. Терешин С. Ю., Дацун Л. Б., Волкова Н. А. О биологической активности сапропеля // Проблемы использования сапропелей в народном хозяйстве. Минск, 1981. С. 32—34.

9. Ходоров Б. И. Проблема возбудимости. Л.: Медицина, 1969.

10. Ходоров Б. И. Общая физиология возбудимых мембран. М.: Наука, 1975.

11. Шварц С. С. Экологические основы охраны биосферы // Вестн. АН СССР. 1973. № 9. С. 35—45.

12. Шварц С. С. Проблемы экологии человека // Вестн. АН СССР. 1976. № 12. С. 80—88.

13. Шварц С. С. Экологические закономерности эволюции. М.: Наука, 1980.

14. Bretag A. H., Stampfl R. Differences in action potentials and accomodation of sensory and motor myelinated nerve fibres as comuted on the basis of voltage clamp data // Pflugers Arch. 1975. V. 354. P. 257—271.

15. Schlue W. R. Sensory neurons leech central nervous system: changes in potassium conductance and exiation treshold // J. Neurophysiol. 1976. V. 39, N 6. P. 1184—1192.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

Э. А. ПОЛЕНЦ, Е. А. БЕЛЬСКИЙ

О ВЛИЯНИИ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА РЕПРОДУКТИВНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПТИЦ

При оценках нарушений, происходящих в биологических системах в условиях техногенного загрязнения, одним из методических подходов является фиксирование изменений выбранных параметров системы по градиенту нагрузки. Учитывая локальный характер доступных для контроля техногенных воздействий, в качестве единицы исследования мы рассматриваем группировку птиц, особи которой в определенное время (в гнездовой период) не покидают пределы территории, примерно однородной по уровню загрязнения. Территориальный консерватизм многих воробьиных — ежегодное возвращение взрослых выживших птиц в однажды выбранный район гнездования,— на наш взгляд, дает дополнительные основания для выделения таких группировок.

Считаем, что достаточно высокая техногенная нагрузка должна влиять на жизнеспособность выделяемых группировок птиц. При оценке жизнеспособности этих групп наиболее показательным является измерение параметров, которые связаны с эффективностью их воспроизводства, так как процесс размножения — наиболее уязвимое звено в жизненном цикле. Известно, что даже небольшое увеличение концентраций окиси углерода, двуокиси азота и серы вызывает расстройство генеративной функции животных, уменьшение числа эмбрионов [11]. Влияние разных токсикантов на параметры размножения птиц изучено в неодинаковой степени. Много работ посвящено действию хлорорганических соединений [6, 10, 12, 13]. Влияние на репродуктивные показатели отходов металлургического производства (тяжелых металлов, сернистого газа, фторидов) изучено слабее [5, 9]. Влияние загрязнителей на изменчивость величины яиц, плодовитость и эффективность размножения лесных видов птиц почти не изучено [1].

В предлагаемой работе обсуждаются предварительные результаты двухлетней работы по изучению изменчивости параметров яиц и эффективности размножения двух видов птиц в зоне влияния Среднеуральского медеплавильного завода. Была выб-

рана территория смешанного леса с преобладанием хвойных пород. На ней были выделены пять зон, расположенных на разных удалениях от источника выбросов. Для оценки уровня загрязнения в этих зонах в конце зимы взяты пробы снега, по три в каждом месте. На расстояниях 2; 3; 4 и 20 км от завода были вывешены искусственные гнездовья (500 шт.), заселенные в основном московками *Parus ater*. Поиск гнезд открытогнездящихся видов производили в 1; 2,8; 3,5; 4 и 14 км от завода. Фоновый вид — чечевица *Carpodacus erythrinus*. Из морфологических параметров яиц были взяты длина, максимальный диаметр, объем и масса свежеотложенных яиц, имеющих незначительную вариабельность в условиях действия естественных экологических факторов [2]. Яйца взвешивали на чашечных весах с точностью ±5 мг. При невозможности взвешивания сразу после их откладки самкой (более позднее обнаружение) производили поправку, зная время вылупления птенцов и допуская равномерную потерю массы в течение инкубации до 15 % [2]. Линейные размеры определяли при помощи штангенциркуля с ценой деления 0,1 мм. Объем яиц определяли по формуле $V=0{,}51\times L\times B^2$, где L — длина, B — максимальный диаметр [8].

Успешность гнездования определяли как долю слетков от числа отложенных яиц и по методу Мейфилда, видоизмененному В. А. Паевским [3], который учитывает скорость гибели яиц и в результате — вероятность их выживания. Кроме того, определяли среднее число слетков на пару взрослых, что является более наглядным показателем при переходе к категориям нормы и патологии.

Основные загрязнители, выбрасываемые СУМЗом — тяжелые металлы, сернистый газ и фториды. Содержание тяжелых металлов в снеге в какой-то степени отражает распределение техногенной нагрузки по территории. Как видно из табл. 1, загрязнение наиболее велико у стен завода и убывает с расстоянием.

Обратная зависимость наблюдается по изменению параметров яиц. Из табл. 2 видно, что размеры и масса яиц московки минимальны в 2 км от завода и возрастают с расстоянием. Многие различия достоверны. Больше они проявились в диаметре яиц, объеме и массе Но уже в 4 км от завода отличия всех параметров от контрольных были несущественны. По длине яиц достоверные отличия наблюдаются лишь между 2 и 4 км. У чечевицы (табл. 3) в среднем наиболее мелкие яйца также встречаются у стен завода, но уменьшение их размеров (в отличие от яиц московки) происходит главным образом за счет длины. Яйца контрольного участка занимают по своим параметрам промежуточное положение, несмотря на то, что там встречаются самые крупные экземпляры. Это связано с большой вариабельностью яиц контрольного участка; коэффициент вариации их параметров в 1,2—2,1 раза выше, чем в других зонах. А. Ю. Книстаутас [1], напротив, отмечал возрастание вариабельности яиц

Металл	Рассто		
	1	2	3
Cu	32,9±8,9 / 462,7±186,4	33,8±3,0 / 240,0±33,1	38,5±4,8 / 113,0±19,2
Fe	4,4±1,5 / 1056,8±379,6	4,6±1,5 / 656,8±120,6	5,3±1,1 / 288,4±48,6
Mn	2,32±0,49 / 2,46±0,65	1,35±0,03 / 2,09±0,19	1,71±0,28 / 1,21±0,10
Pb	0,97±0,55 / 35,2±11,8	0 / 27,4±4,7	0 / 12,4±2,1

Примечание. В числителе — водорастворимые, в знаменателе — кислоторастворимые.

большой синицы *Parus major* в окрестностях завода азотных удобрений. Уменьшение массы яиц по сравнению с контролем обнаружено им лишь в умеренно и слабо загрязненных зонах. Различий по диаметру яиц не было, а яйца в сильно загрязненных участках в среднем длиннее контрольных. Увеличение размеров яиц большой синицы с высотой отмечали в ФРГ [7], наименьшая высота над уровнем моря в данном случае совпадала с высотой территории города. Уровень загрязнения последней наверняка выше такового горных районов. Возможно, это и объясняет наименьшие размеры яиц большой синицы в городских биотопах.

Нам не удалось обнаружить связи между параметрами яиц и их выживаемостью, так как это требует использования дополнительных методик, но была отмечена низкая успешность гнездования открытогнездящихся видов на территории, непосредственно прилегающей к заводу. Такая картина наблюдалась почти для всех видов, но из-за недостаточности выборки и отсутствия данных по многим видам, размножавшимся в других зонах, мы не смогли пока сделать точные выводы. Полнее собрана информация по эффективности размножения чечевицы (табл. 4). В 1988 и 1989 гг. у завода на одну пару взрослых в среднем приходилось по 0,43 и 1,6 слетков; в более благоприятных условиях пара взрослых выкармливала в среднем 3,2 и 2,9 птенцов соответственно. Наибольшая трудность заключается в оценке доли техногенных факторов, ухудшающих результаты размножения на фоне динамики естественных. Очевидно, что в отдельные годы резкое увеличение, например, хищничества может перекрыть действие всех других факторов. С другой стороны, можно отметить, что потеря от хищничества возрастала на терри-

Таблица 1

на разных расстояниях от завода, мг/м²

яние, км		
3,5	4	20
12,3±3,9	10,1±0,5	0,7±0,3
120,5±27,9	54,9±10,1	2,7±0,2
2,7±0,7	5,2±1,2	2,9±0,9
295,6±46,0	143,3±32,5	53,6±7,3
0,70±0,21	0,97±0,15	0,69±0,09
1,28±0,05	1,06±0,23	0,77±0,15
0	0	0
11,7±2,2	6,5±1,6	3,2±0,4

римые формы.

ториях, приближенных к заводу, во многом за счет ухудшения качества укрытий гнезд. Так, в 1988 г. в самый разгар гнездового сезона большинство кустарников и берез, на которых гнездились чечевицы, были сильно повреждены выбросами завода (преждевременный листопад), и в результате в очень короткий срок почти все гнезда были разорены. Фактор хищничества мешал нам оценить число яиц неоплодотворенных и с погибшими эмбрионами, что представляет несомненно бо́льший интерес для данной работы. Поэтому для дальнейших исследований мы выбрали дуплогнездников, менее восприимчивых к действию этого фактора.

Можно отметить, что спад успешности гнездования на более загрязненной территории начинается с уменьшения плодовитости самок, правда, незначительного у чечевицы. Более заметное снижение плодовитости по сравнению с общеизвестными значениями было отмечено у горихвостки *Phoenicurus phoenicurus* — в сильно загрязненной зоне она была явно мала (в среднем 3,1 яйца). Наши наблюдения согласуются с данными других авторов об уменьшении величины кладки, эффективности вылупления птенцов и величине выводка у большой синицы в крупном городе [4,7] и в окрестностях завода азотных удобрений [1]. Кроме того, на сильно загрязненной территории нами отмечались случаи, когда птицы без видимых причин бросали незаконченные и даже полные кладки.

Оценка действительной эффективности размножения затруднена тем, что мы не можем пока оценить жизнеспособность птенцов и нам не известна их судьба после вылета из гнезда. Момент перехода к самостоятельному образу жизни представляется достаточно критическим, при этом могут проявиться нарушения

Таблица 2

Значения параметров яиц московки на разных расстояниях от завода

Параметры яиц	Расстояние, км			
	2	3	4	20
Длина, мм	14,80±0,09 (22)	14,97±0,09 (29)	15,10±0,06 (65)	15,07±0,06 (45)
t	—	1,14	2,266 **	1,656
	—	—	1,434	0,840
Максимальный диаметр, мм	11,32±0,10 (22)	11,60±0,12 (29)	11,67±0,04 (65)	11,72±0,03 (45)
t	—	2,882 ***	3,535 ***	3,850 ***
	—	—	0,980	2,089 **
	—	—	—	1,002
Объем, мм³	969,7±18,9 (22)	1027,2±9,2 (29)	1050,1±8,1 (64)	1057,4±11,7 (45)
t	—	2,739 ***	3,908 ***	3,951 ***
	—	—	1,865*	2,037 **
	—	—	—	0,515
Масса, г	1,016±0,025 (16)	1,067±0,010 (29)	1,126±0,009 (64)	1,105±0,012 (27)
t	—	1,854 *	4,108 ***	3,189 ***
	—	—	3,993 ***	2,270 **
	—	—	—	1,354

Примечание. Здесь и в табл. 3: в скобках — объем выборки; t — критерий Стьюдента: * — P>0,95; ** — P>0,975; *** — P>0,995.

Таблица 3

Значения параметров яиц чечевицы на разных расстояниях от завода

Параметры яиц	Расстояние, км			
	1	3	4	14
Длина, мм	19,10±0,08 (57)	20,02±0,12 (33)	19,35±0,12 (17)	19,65±0,16 (41)
t	—	6,228 ***	1,771 *	3,082 ***
	—	—	3,904 ***	1,824 *
	—	—	—	1,503
Максимальный диаметр, мм	14,12±0,05 (57)	14,33±0,07 (33)	14,25±0,09 (17)	14,04±0,08 (41)
t	—	2,405 **	1,253	0,877
	—	—	0,704	2,817 ***
	—	—	—	1,770 *
Объем, мм³	1945,6±74,3 (57)	2100,7±26,0 (33)	2005,8±33,0 (17)	1981,6±33,0 (41)
t	—	1,970 *	0,737	0,443
	—	—	2,223 *	2,831 ***
	—	—	—	0,512
Масса, г	2,021±0,020 (53)	2,170±0,027 (27)	2,016±0,041 (17)	2,080±0,034 (28)
t	—	4,190 ***	0,208	1,448
	—	—	3,140 ***	2,061 *
	—	—	—	1,290

Таблица 4

Успешность гнездования чечевицы на разных расстояниях от завода в 1988—1989 гг.

	Расстояние, км	Средняя плодовитость	Среднее число слетков на самку	Успешность размножения, по Мейфилду, %	Эффективность, %		% слетков от числа отложенных яиц
					инкубации	выкармливания	
1988 г.	1,0	3,8	0,43	9,0±2,0	25,9±2,3	43,0±1,3	11,0±2,7
	3,5	4,1	3,20	65,6±3,6	76,0±1,9	100,0±4,0	76,0±1,9
1989 г.	1,0	4,1	1,80	32,0±3,0	55,2±2,7	68,8±1,9	37,9±2,6
	2,8	3,0	1,28	27,5±3,6	61,9±2,2	69,0±1,6	42,9±2,3
	14,0	4,5	2,90	36,3±3,1	79,6±2.9	81,3±2,6	65,0±3,5

жизнедеятельности слетков, не отмеченные ранее. Первым шагом на пути оценки жизнеспособности птенцов, понимания механизмов техногенного воздействия представляется определение содержания токсикантов в их организме в сочетании с биохимическими тестами и токсикологическими экспериментами. Дальнейшее изучение изменчивости параметров птичьих яиц в совокупности с перечисленными подходами позволит перейти, по нашему мнению, к более объективным и относительно более оперативным оценкам связи уровня техногенной нагрузки с нарушениями репродуктивной функции птиц.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Книстаутас А. Ю. Гнездование большой синицы в условиях загрязненной воздушной среды // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1983. Т. 88, вып. 2. С. 17—21.

2. Мянд Р. Внутрипопуляционная изменчивость птичьих яиц. Таллинн: Валгус, 1988.

3. Паевский В. А. Демография птиц. Л.: Наука, 1985.

4. Berressem K. G., Berressem H., Schmidt K.-H. Vergleich der Brutbiologie von Höhlenbrütern in innerstädtischen und stadtfernen Biotopen // J. Orn. 1983. V. 124, N 4. S. 431—445.

5. Custer T. W., Franson J. K., Moore J. F., Myers J. E. Reproductive success and heavy metall contamination in Rhode Island common terns // Environmental Pollution (Series A). 1986. V. 41. P. 33—52.

6. Gochfeld M. Developmental defects in common terns of western Long Island, New York // Auk. 1975. V. 92. P. 58—65.

7. Hamann H.-J., Schmidt K.-H., Simonis S. Der Einfluß der Hönenlage auf Ei- und Gelegegröße bei Kohlmeisen (*Parus major*) // J. Orn. 1989. V. 130, N 1. S. 69—74.

8. Hoyt D. F. Practical methods of estimating volume and fresh weigth of bird eggs // Auk. 1979. V. 96. P. 73—77.

9. Newman J. R., Schreiber R. K. Animals as indicators of ecosystem responses to air emissions // Environmental Management. 1984. V. 8, N 4. P. 309—324.

10. Peakall D. B. pp-DDT: effect on calcium metabolism and concentration of estradiol in the blood // Science. 1970. V. 168, N 3931. P. 592—594.

11. Schalamberidze O. P. Data on effect of some atmospheric contaminants on the generative function of animals. // Proc. 3rd Int. clean Air Congr. Düsseldorf, 1973.

12. Weseloh D. V., Teeple S. M., Gilbertson M. Double-crested cormorants of the Great Lakes: egg-laying parameters, reproductive failure, and contaminant residues in eggs, Lake Huron 1972—1973 // Can. J. Zool. 1983. V. 61, N. 2. P. 427—436.

13. Zicus M. C., Briggs M. A. Pace III R. M. DDE, PCB and mercury residues in Minnesota Common Goldeneye and Hooded Merganser eggs, 1981 // Can. J. Zool. 1988. V. 66, N. 8. P. 1871—1876.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

Е. Л. ВОРОБЕЙЧИК

О ВЛИЯНИИ ТЕХНОГЕННЫХ ЭМИССИЙ ФТОРА НА ЖИВОТНОЕ НАСЕЛЕНИЕ ПОЧВЫ

Анализ техногенных трансформаций элементов экосистем — основа для разработки системы экологической диагностики антропогенных нарушений и создания нормативов нагрузок на природные сообщества. Такому анализу должны подвергаться основные компоненты экосистем и основные виды нагрузок.

Техногенные эмиссии фторсодержащих соединений — одно из наиболее сильных токсических воздействий на биоту. Их влиянию на различные элементы экосистем был посвящен ряд работ [4, 6]. Определенное место в общем комплексе исследований занимали беспозвоночные животные, в основном насекомые-фитофаги [3, 5], антофильные насекомые [6] и ксилофаги [1]. Особый интерес в аспекте данного рассмотрения представляет животное население почвы и подстилки, особенно крупные беспозвоночные (мезофауна). Являясь важнейшими деструкторами органического вещества и ускорителями всех деструкционных процессов, крупные педобионты — одни из ключевых компонентов экосистем, их выпадение или подавление следует рассматривать как «патологическую» ситуацию. О действии фтористого загрязнения на комплексы крупных педобионтов природных сообществ имеются лишь отрывочные сведения. Так, показано уменьшение обилия и видового богатства мезофауны подстилки возле криолитового завода [2]. Отмечено выпадение мокриц при высоких концентрациях подвижного фтора в почве и подстилке [9]. По результатам учетов почвенными ловушками установлено уменьшение численности двупарноногих многоножек, мокриц и долгоносиков в градиенте фтористого загрязнения и увеличение численности губоногих многоножек [7, 8]. О действии эмиссий фтора на весь комплекс почвенной мезофауны в литературе нет данных.

Один из начальных этапов построения системы диагностики техногенных нарушений с использованием почвенных беспозвоночных — установление направления и силы влияния рассматриваемого фактора. В 1987—1989 гг. мы проанализировали изменения в комплексах почвенной мезофауны возле различных то-

чечных источников эмиссии поллютантов (ИЭП). К сожалению, выделить фтористое загрязнение в качестве единственного токсического фактора по большей части не удавалось, поскольку одновременно происходили выбросы сернистого ангидрида и тяжелых металлов. Поэтому имеет смысл говорить о комплексном токсическом действии с превалированием фтористых выбросов.

Рассмотрены три ситуации: 1 — только прямое влияние фтористого загрязнения на почвенных беспозвоночных, а опосредованное через изменение среды сведено к минимуму (агроценозы); 2 — прямое и опосредованное влияние фтористого загрязнения при исключении других видов нагрузки; 3 — к прямому и опосредованному влиянию фтористых выбросов добавляются другие виды нагрузок.

Методика. Почвенные раскопки (с применением ручной разборки) проведены по стандартным методикам почвенно-зоологических исследований. Размер пробы 0,2×0,2 м, глубина — 20—30 см в зависимости от встречаемости животных. Объем выборки — 10 проб на одну пробную площадь для агроценозов и 40 проб — для природных сообществ. Учитывались только беспозвоночные животные размерной группы «мезофауна». Поскольку численность многих видов была низкой, приведены агрегированные разультаты (для крупных таксономических групп в ранге семейства и выше). Везде рассмотрены средние параметры обилия. В ряде случаев взят относительный показатель — индекс численности, представляющий собой отношение регистрируемой численности группы к максимальной в данной серии наблюдений.

Результаты. Весной и осенью проведены учеты почвенной мезофауны полей хлопчатника, расположенных в районе действия алюминиевого завода в Таджикской ССР. Осенью пробы отбирали до обработки дефолиантами, весной — до посева хлопчатника, что позволило свести к минимуму различия, связанные с химической обработкой. Отбор проб был максимально стандартизирован, с тем чтобы исключить мешающие факторы. Изменения индекса численности для дождевых червей и для всех беспозвоночных приведены на рис. 1. Можно отметить значительное сходство изменений плотности беспозвоночных в различные сезоны. Отчетливо виден минимум обилия в 3 км от ИЭП, что соответствует максимальной концентрации подвижного фтора в почве. Кроме этого минимума не обнаруживается закономерных изменений обилия при удалении от ИЭП.

Рассмотрены комплексы почвенно-подстилочной мезофауны возле двух источников фтористых выбросов на Среднем Урале (табл. 1). Один из участков (ИЭП-1) расположен в непосредственной близости от криолитового завода и представляет собой 40-летние посадки березы, подверженные сильной рекреационной нагрузке. Второй участок (ИЭП-2) — 50-летний березняк с умеренным выпасом — расположен в 3 км от алюминиевого завода. Уровень подвижного фтора на обоих участках превышен

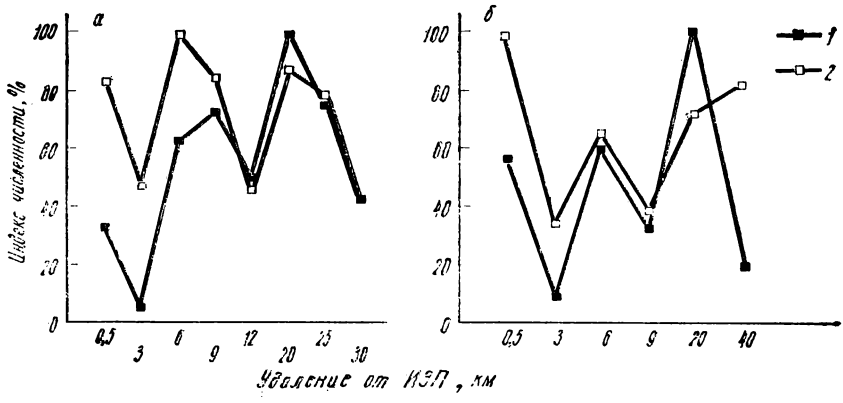


Рис. 1. Изменения обилия весной (*а*) и осенью (*б*) люмбрицид (*1*) и всех беспозвоночных (*2*) полей хлопчатника в зависимости от удаления от ИЭП.

в 1.2 — 15 раз по сравнению с фоном и составляет величину порядка 60 мг/л. Для сравнения приведены результаты почвенных раскопок на двух контрольных участках — в 80-летнем ельнике с примесью березы (контроль 1) и в 60-летнем березняке (контроль 2), рассмотрение которых дает представление о порядке величины обилий почвенно-подстилочной мезофауны в ненарушенных местообитаниях.

На участке ИЭП-1 произошло выпадение многих важнейших групп педобионтов. Комплекс беспозвоночных представлен в основном подстилочными формами (жужелицами, стафилинами, пауками, клопами), обилие которых значительно уменьшено. Из типично почвенных беспозвоночных представлены только личинки щелкунов. Выпадение сапрофагов (в первую очередь люмбрицид) привело к резкому накоплению подстилки, масса которой увеличина в 2 — 3 раза. Резко уменьшена общая плотность педобионтов. На участке ИЭП-2 общая плотность мезофауны осталась неизменной, однако произошли резкие структурные изменения. Прежде всего они касаются основных сапрофагов — люмбрицид и диплопод, которые либо не обнаружены, либо представлены единичными находками. Отмечается значительное увеличение обилия почвенных фитофагов (личинок долгоносиков и щелкунов), паразитических нематод (мермитид), энхитреид и подстилочных клопов. Несколько увеличено обилие личинок двукрылых. Численность остальных групп не претерпевает существенных изменений.

В 1987 г. проанализированы параметры почвенного населения в сосняках и вторичных березняках на разном удалении от алюминиевого завода в Восточной Сибири. На рис. 2 представлены изменения плотности общей, люмбрицид и хищных многоножек. Закономерное уменьшение рассматриваемых параметров

Таблица 1

Характеристика населения почвенной мезофауны районов фтористых загрязнений на Среднем Урале (средняя плотность), экз/м²

Таксон	Район исследований			
	ИЭП-1	ИЭП-2	Контроль 1	Контроль 2
Мермитиды	—	13,8	—	0,7
Энхитреиды	—	96,9	21,1	16,7
Люмбрициды, черви	—	0,6	205,5	45,6
Люмбрициды, коконы	—	—	105,9	66,0
Пауки	1,9	32,5	5,9	20,1
Диплоподы	—	—	7,9	17,4
Геофилиды	—	31,9	34,9	18,1
Литобииды	—	13,1	23,0	63,2
Жужелицы	1,9	7,5	2,6	7,6
Стафилины	4,4	10,6	23,1	9,0
Щелкуны	4,4	32,5	—	4,2
Долгоносики	—	30,0	—	—
Двукрылые	—	18,1	11,8	6,9
Чешуекрылые	—	4,4	—	2,8
Перепончатокрылые	0,6	0,6	—	0,7
Полужесткокрылые	1,2	158,1	2,6	52,1
Все беспозвоночные	14,4	453,1	445,8	340,8

Таблица 2

Характеристика населения почвенной мезофауны районов фтористого загрязнения в Восточной Сибири (средняя плотность), экз/м²

Таксон	Район исследований				
	1	2	3	4	5
Мермитиды	—	—	5,6	—	20,0
Энхитреиды	198,1	837,5	76,2	97,5	138,1
Люмбрициды, черви	16,9	5,0	28,7	5,0	37,5
Люмбрициды, коконы	6,2	2,5	35,6	1,9	11,2
Диплоподы	0,6	—	2,5	—	1,9
Геофилиды	1,2	5,0	12,5	17,5	7,6
Литобинды	2,5	15,0	3,7	13,1	25,0
Пауки	2,5	5,0	3,7	12,5	15,0
Жужелицы, личинки	—	—	2,5	2,5	6,9
Жужелицы, имаго	0,6	—	3,7	2,5	5,6
Стафилины	20,0	20,0	9,4	17,5	23,1
Щелкуны	1,9	2,5	2,5	1,9	6,2
Двукрылые	6,9	32,5	34,4	5,6	10,0
Моллюски	2,5	32,5	70,0	3,1	8,7
Все беспозвоночные	262,5	972,5	300,0	201,9	331,9

Примечание. 1 — в 2 км от алюминиевого завода, 2 — в 4 км, 3 — в 1 км от лесоперерабатывающего комбината, 4 — участок, расположенный между двумя ИЭП, 5 — в 100 км от ИЭП.

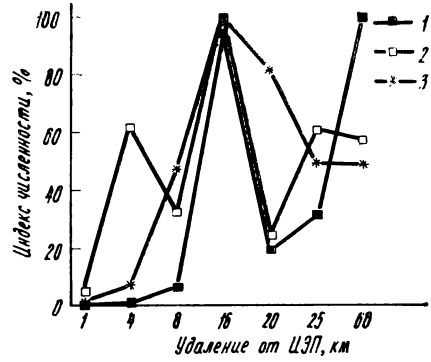


Рис. 2. Изменения обилия почвенной мезофауны светлохвойной тайги в зависимости от удаления от ИЭП.

Плотность: *1* — люмбрицид, *2* — хилопод, *3* — всех беспозвоночных.

прослеживается на расстоянии до 8 км, где уровень подвижного фтора равен 60 мг/л. Резкое подавление люмбрицид отмечено на площадках, удаленных от ИЭП на 1 и 4 км, что соответствует уровню подвижного фтора — 1400 и 165 мг/л. На расстоянии более 16 км уровень подвижного фтора в почве незначительно превышает фон, а почвенные беспозвоночные не обнаруживают закономерных изменений обилия.

В 1988 г. проведены более подробные исследования в данном районе. Рассмотрено действие двух сопряженных источников выбросов (табл. 2) — алюминиевого завода и лесоперерабатывающего комбината (выбросы органических, хлор- и серосодержащих соединений). Пробы отбирали в местах, где растительный и почвенный покровы наиболее сохранились (рекреационная нагрузка минимальна). В результате этого не было резкого подавления почвенной мезофауны, характерного для материалов 1987 г., когда пробы отбирались в типичных по деградации местообитаниях. Отмечено уменьшение обилия люмбрицид, хищных многоножек, пауков и жужелиц возле алюминиевого завода. Энхитреиды увеличивают плотность, а численность остальных групп остается на уровне фона. Изменения, зарегистрированные возле лесоперерабатывающего комбината, в основном аналогичны рассмотренным выше (за исключением изменения обилия люмбрицид и энхитреид). На участке, расположенном между двумя источниками выбросов, отмечено более резкое уменьшение обилия люмбрицид, чем возле алюминиевого завода. Численность других групп здесь существенно не отличается от контроля. В 4 км от алюминиевого завода в хорошо сохранившемся сосняке (вероятно, из-за оптимальных условий увлажнения) резко увеличено обилие энхитреид.

Обсуждение. Хотя полученные результаты должны рассматриваться как предварительные, уже сейчас могут быть выделены некоторые закономерности техногенных трансформаций комплексов почвенных беспозвоночных. Прежде всего, можно отметить значительную устойчивость педобионтов к фтористому за-

грязнению. Даже в местах с наиболее сильной нагрузкой не наблюдалось абсолютного подавления беспозвоночных. Резкое уменьшение обилия животного населения почвы отмечено лишь в местах с сильной нагрузкой, когда превышение фона по концентрации подвижного фтора в почве составляет более двух порядков или когда умеренная нагрузка от фтористого загрязнения сочетается с другими видами нагрузки (например, с рекреацией). При умеренной нагрузке (обычно наблюдаемой в 3—4 км, что соответствует превышению фона по концентрации подвижного фтора в почве более чем на порядок) резко изменяется структура населения. В первую очередь уменьшается обилие люмбрицид, что ведет к значительному увеличению массы подстилки и в дальнейшем к изменению структуры всего комплекса педобионтов. Общее же обилие может оставаться неизменным за счет увеличения численности других групп. Изменяется и трофическая структура населения за счет уменьшения доли сапрофагов и увеличения доли фито- и зоофагов.

Можно отметить значительную вариабельность средних параметров обилия беспозвоночных, что накладывает определенные ограничения на возможность их использования в экологической диагностике. Это справедливо как для прямого токсического действия, прослеживаемого в агроценозах, так и сочетания прямого и опосредованного воздействий. Очевидно, что фтористое загрязнение — не единственный, а один из многих экологических факторов, определяющих обилие беспозвоночных в конкретных местообитаниях. Ведущим данный фактор становится лишь при сильной нагрузке. При менее сильном воздействии он перестает быть лимитирующим и на первый план начинают выходить природные факторы (характер увлажнения, почвенные и растительные условия и т. д.). Именно поэтому не наблюдается «гладких» зависимостей между уровнем токсиканта и обилием беспозвоночных. Последнее обстоятельство важно учитывать в диагностике антропогенных нарушений экосистем. Используя параметры общего обилия и структуры комплексов почвенных беспозвоночных в экологической диагностике можно, вероятно, лишь выделять зоны сильного и умеренного воздействия. Слабое же воздействие будет плохо отличимо от фона.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Анисимова О. А., Соков М. К. Роль насекомых в древостоях, ослабленных токсическими выбросами алюминиевых заводов // Влияние антропогенных и природных факторов на хвойные деревья. Иркутск, 1975. С. 61—84.

2. Богачева И. А. Изменения в подстилочном комплексе членистоногих березовых лесов под действием фтора // Проблемы почвенной зоологии. Кн. 1. Ашхабад, 1984. С. 43—44.

3. Богачева И. А. Зависимость численности насекомых-фитофагов от

уровня загрязненности лесных биоценозов фтором // Техногенные элементы и животный организм. Свердловск, 1986. С. 43—48.

4. Любашевский Н. М., Садыков О. Ф., Попов Б. В. и др. Техногенный фтор в лесных экосистемах Урала // Биохимическая экология и медицина. Свердловск, 1985. Вып. 2. С. 234—268.

5. Селиховкин А. В. Влияние промышленного загрязнения воздуха на насекомых-филлофагов // Чтения памяти Н. А. Холодковского. Л., 1987. С. 3—42.

6. Смит У. Х. Лес и атмосфера. М.: Прогресс, 1985.

7. Chlodny J., Matuszczyk I., Styfi-Bartkiewicz B., Syrec D. Catchability of the epigeal fauna of pine stands as a bioindicator of industrial pollution of forests // Ekol. Pol. 1987. V. 35, N 2. P. 271—290.

8. Peter H.-U. Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. IV. *Isopoda, Diplopoda, Chilopoda, Collembola* und Auchenorrhyncha aus Bodenfallenfägen in der Umgebung eines Düngemittelwerkes // Wiss. Z. Fridrich-Schiller Univ. Jena. Naturwiss. R. 1984. V. 33, N. 3. P. 291—307.

9. Walton K. C. Factors determining amounts of fluoride in woodice Oniscus asellus and Porcellio scaber, litter and soil near an aluminium deduction plant // Environ. Polult. 1987. V. 46, N 1. P. 1—9.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

Л. Г. БАБУШКИНА, В. А. ГЛУМОВА, Л. А. НАУМОВА, Г. Н. НОВОСЕЛОВА, Н. В. МАРИНА, И. П. СТЕПАНОВА, Т. Н. СУМЕНКОВА, Л. И. СИМОНОВА

О ЛИПОПЕРОКСИДАЦИОННОМ МЕХАНИЗМЕ ПОВРЕЖДЕНИЯ ХВОИ СОСНЫ АТМОСФЕРНЫМИ ФТОРСОДЕРЖАЩИМИ ПРОМЫШЛЕННЫМИ ВЫБРОСАМИ

По современным представлениям, важным механизмом повреждения клеточных мембран является инициируемый различными факторами внешней среды свободно-радикальный путь перекисного окисления липидов (ПОЛ), возникающий при нарушении антиокислительной системы регуляции физиологического процесса липопероксидации в клетке [1, 3, 4, 13]. Субстратом ПОЛ являются ненасыщенные жирные кислоты или их остатки в липидах клеточных мембран, конечным продуктом — малоновый диальдегид (МДА), в некоторых реакциях — этан или этилен, а также летучие альдегиды [6, 19].

Свободно-радикальное перекисное окисление липидов (СРО) участвует во многих физиологических (энергетический обмен, синтез белков, липидов и т. д.) и патологических процессах [7]. Это происходит в силу универсальности биологического действия СРО на организм (клеточные мембраны), которое заключается прежде всего в изменениях свойств мембран и субклеточных структур [2, 5], ведущих к нарушению ионной проницаемости, окислительной деструкции липидов (комплекса белок — липид) вплоть до полного разрушения мембран и гибели клетки.

Исследования процессов ПОЛ мембран у растений при действии различных физических (облучение видимым светом, ионизирующей радиации, низких температур), химических факторов (озона, гербицидов) немногочисленны, проведены в основном на культурных травянистых растениях, главным образом на изолированных хлоропластах [2—4, 9, 14, 16, 18, 20, 21].

Первичные механизмы повреждения промышленными фитотоксикантами и защитные реакции клеточных мембран, занимающих центральное место в метаболизме клетки, недостаточно изучены, хотя они в конечном итоге должны определять устойчивость всего организма к загрязнителям атмосферы; практиче-

ски не исследовано состояние процесса ПОЛ и антиокислительной системы у древесных растений.

Цель настоящего исследования — оценить состояние процесса липопероксидации и антиокислительной системы в хвое сосны обыкновенной различных популяций, подвергающихся и неподвергающихся действию фторсодержащих промышленных выбросов в атмосферу.

Методика исследований. В разные периоды 1986 г. (весна, лето, осень) анилизировалась хвоя второго года жизни средней части кроны юго-западной экспозиции каждого из десяти случайно выбранных деревьев популяций сосны, произрастающих в 1,5; 4,0; 7,0; 26 км (контроль) от источника фторсодержащих выбросов. Определяли содержание МДА по тесту с 2-тиобарбитуровой кислотой [1, 8], свободных жирных кислот (СЖК) [12], отдельные компоненты антиокислительной системы (активность пероксидазы [11], содержание каротиноидов [10]), количество хлорофилла [10] и накопление свободного фтора в хвое [15].

Результаты исследований. Выявлено накопление МДА в хвое сосны контрольной популяции вне зоны действия промышленных эмиссий (см. таблицу). Относительно более высокие концентрации МДА в летний период по сравнению с осенним не оказывают повреждающего действия на клеточные мембраны и процесс фотосинтеза, поскольку содержание хлорофилла в хвое значительно повышено летом и осенью в сравнении с весной. Уровень же СЖК значительно возрастает к осени на фоне снижения МДА. Некоторое уменьшение содержания СЖК в летний период по сравнению с весенним при увеличении количества хлорофилла в хвое может быть вызвано повышением расхода жирных кислот для синтеза клеточных структур, в частности хлоропластов, и / или для процессов ПОЛ как одного из субстратов липопероксидации. В осенний период увеличение уровня СЖК, вероятно, обусловлено повышенной потребностью организма в запасных питательных веществах при подготовке к зиме. Результаты наших исследований согласуются с литературными данными о сезонных изменениях количества липидов, накоплении их к зиме и весной и уменьшении их количества летом [6]. Защита хлорофилла (хлоропластов) в летне-осенний период от действия продуктов ПОЛ, по-видимому, обеспечивается возросшим синтезом каротиноидов — одного из природных антиоксидантов, содержание которых постепенно и статистически значимо увеличивается по сравнению с весенним периодом, а также повышением активности пероксидазы (см. таблицу), одной из многих функций которой является защита клеточных мембран от токсического действия перекисей.

Под влиянием фторсодержащих выбросов на близком расстоянии от завода (1.5 км) в хвое накапливается значительное количество свободного фтора, содержание которого уменьшается по мере удаления от источника загрязнения. Действие фтора

Показатели метаболизма в хвое сосны обыкновенной на различном удалении от источника фторсодержащих промышленных выбросов ($M \pm m$)

Показатель	Сезон года	Удаление от источника выбросов, км			
		1,5	4,0	7,0	Контроль
Содержание фтора, мг/кг	Весна	$346,7 \pm 21,7^{\times}$	$88,6 \pm 1,0^{\times}$	$47,3 \pm 0,7^{\times}$	0
	Лето	$486,7 \pm 8,8^{\times +}$	$85,3 \pm 12,5^{\times}$	$36,7 \pm 0,7^{\times +}$	$14,2 \pm 0,3$
	Осень	$433,3 \pm 6,7^{\times \S}$	$105,0 \pm 9,6^{\times}$	$34,7 \pm 1,9^{\times + \S}$	0
Суммарный хлорофилл, мг/г	Весна	$0,98 \pm 0,02^{\times}$	$1,94 \pm 0,10^{\times}$	$1,47 \pm 0,09$	$1,47 \pm 0,07$
	Лето	$1,72 \pm 0,08^{\times +}$	$2,59 \pm 0,04^{+}$	$2,70 \pm 0,10^{+}$	$2,63 \pm 0,12^{+}$
	Осень	$1,15 \pm 0,09^{\times \S}$	$2,36 \pm 0,11^{+}$	$1,78 \pm 0,13^{\S}$	$2,31 \pm 0,14^{+}$
Каротиноиды, мг/г	Весна	$0,34 \pm 0,01^{\times}$	$0,62 \pm 0,04^{\times}$	$0,53 \pm 0,02^{\times}$	$0,44 \pm 0,03$
	Лето	$0,48 \pm 0,02^{+}$	$0,65 \pm 0,03^{\times}$	$0,61 \pm 0,02^{\times +}$	$0,54 \pm 0,02^{+}$
	Осень	$0,52 \pm 0,03^{\times +}$	$0,62 \pm 0,02^{\times}$	$0,75 \pm 0,03^{+ \S}$	$0,76 \pm 0,04^{+ \S}$
МДА, усл. ед.	Лето	$2,23 \pm 0,18^{\times}$	$3,68 \pm 0,11^{\times}$	$1,28 \pm 0,13^{\times}$	$1,59 \pm 0,09$
	Осень	$1,84 \pm 0,11^{\times}$	$1,59 \pm 0,14^{\times +}$	$1,24 \pm 0,05$	$1,16 \pm 0,05^{\S}$
СЖК, мг-Э/г	Весна	$137,0 \pm 11,9^{\times}$	$156,4 \pm 18,4^{\times}$	$206,4 \pm 16,1$	$202,0 \pm 9,8$
	Лето	$168,2 \pm 11,0$	$176,3 \pm 12,5$	$166,7 \pm 7,2^{+}$	$176,2 \pm 7,9^{+}$
	Осень	$189,7 \pm 6,7^{\times +}$	$221,0 \pm 9,3^{\times + \S}$	$214,1 \pm 10,7^{\times \S}$	$284,8 \pm 7,5^{+ \S}$
Активность перексидазы, усл. ед.	Весна	$0,043 \pm 0,006$	$0,041 \pm 0,004$	$0,058 \pm 0,06^{\times}$	$0,036 \pm 0,003$
	Лето	$0,061 \pm 0,007^{+}$	$0,075 \pm 0,007^{+}$	$0,088 \pm 0,009^{\times +}$	$0,065 \pm 0,006^{+}$
	Осень	$0,030 \pm 0,003^{\times \S}$	$0,054 \pm 0,002$	$0,072 \pm 0,006^{+}$	$0,053 \pm 0,009^{+}$

Примечание. Различия между группами достоверны ($P \leqslant 0,05$) по сравнению: $^{\times}$ — с контролем, $^{+}$ — с весной, § — с летом.

на метаболические процессы в хвое зависит от его концентрации. Так, относительно высокие концентрации накопившегося в хвое фтора на расстоянии 1,5 км от завода вызывают статистически значимое увеличение уровня МДА летом (на 43,8 %) и осенью (на 58,6 %) по сравнению с контролем. При этом происходит значительное снижение содержания СЖК в хвое весной и осенью, несмотря на постепенное увеличение их количества к осени. Вероятно, это вызвано повышенным расходом СЖК на свободно-радикальное окисление, инициируемое содержащимся в хвое фтором. Поскольку концентрация каротиноидов в хвое статистически значимо снижена весной и осенью, а активность пероксидазы осенью существенно подавлена при сохранении ее на уровне контрольных величин в весенне-летний период, надо полагать, что защитные антиокислительные механизмы клеточных мембран недостаточны для инактивации и предотвращения повышенного образования липоперекисей. Избыточное накопление продуктов ПОЛ в хвое, по-видимому, вызывает деградацию хлорофилла, в связи с чем концентрация его в хвое статистически значимо понижена во все исследованные нами периоды года.

Снижение в 4—5 раз количества фтора в хвое на расстоянии 4,0 км (по сравнению с 1,5 км) от завода вызывает также усиление процессов ПОЛ, поскольку содержание МДА в ней достоверно возрастает. Концентрация СЖК статистически значимо снижается, но в меньшей мере, чем на расстоянии 1,5 км, а количество каротиноидов весной и летом возрастает, сохраняясь на том же уровне осенью. Активность пероксидазы не отличается от контрольных величин, имея тенденцию к повышению весной и летом. Определенная активация антиокислительной системы в виде повышения синтеза антиоксидантов (каротиноидов) и возрастания, хотя и незначительного, активности пероксидазы защищает хлорофилл от разрушающего действия продуктов ПОЛ, концентрация его сохраняется на уровне контрольных величин и даже повышается весной.

На расстоянии 7 км от завода значительно снижается содержание свободного фтора в хвое (в 2—3 раза по сравнению с 4 км и более чем, в 10 раз по сравнению с 1,5 км). Однако и относительно низкая концентрация фтора в хвое вызывает определенные изменения в метаболизме. В весенне-летний период в ней возрастают содержание каротиноидов и активность пероксидазы. Вероятно, благодаря активации антиокислительной системы не происходит изменения концентрации МДА, СЖК и хлорофилла относительно контрольных величин. Однако к осени активность пероксидазы понижается, а содержание каротиноидов повышается лишь до контрольного уровня и снижается концентрация СЖК, хлорофилла. По-видимому, к осени наступает истощение активированных весной и летом под действием фитотоксикантов компенсаторных защитных механизмов клеток хвои.

Таким образом, результаты предварительных исследований

позволили проследить на популяционном уровне зависимость между степенью накопления фтора в хвое, снижением уровня хлорофилла, каротиноидов, СЖК, активности пероксидазы и повышением содержания МДА. Накапливающийся в разных количествах в хвое сосны свободный фтор изменяет состояние антиокислительной системы. Высокие концентрации фтора подавляют антиокислительную систему, синтез липидов, хлорофилла и стимулируют процессы липопероксидации, которые могут быть одним из механизмов деструкции клеточных мембран и хлорофилла.

Относительно низкие концентрации фтора в период интенсивного фотосинтеза и роста растений (весной, летом) активируют антиокислительную систему и поддерживает процессы ПОЛ на физиологическом уровне.

В связи с этим можно предположить, что в основе газоустойчивости растений лежит состояние антиокислительной (ферментной и антиоксидантной) системы регуляции перекисного окисления липидов мембран, подавляющей инициируемые фитотоксикантами процессы липопероксидации, а также состояние липидного метаболизма клетки, продуцирующего ненасыщенные жирные кислоты — субстрат липопероксидации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Владимиров Ю. А., Арчаков А. И. Перекисное окисление липидов в биологических мембранах. М.: Наука, 1972.

2. Галстон А., Девис П., Сеттер Р. Жизнь зеленого растения. М.: Наука, 1972.

3. Жиров В. К., Мерзляк М. Н. Воздействие низких температур на изменение степени повреждения мембран и интенсивность пероксидации липидов у гороха, подвергающегося холодному закаливанию // Физиология растений. 1976. Т. 23, вып. 2. С. 254—261.

4. Жиров В. К., Мерзляк М. Н., Погосян С. И. Перекисное окисление мембранных липидов холодостойких растений при повреждении отрицательными температурами // Физиология растений. 1982. Т. 26, № 2. С. 1045—1052.

5. Жизнеспособность семян / Под ред. Е. И. Роберта. М.: Колос, 1978.

6. Крамер П. Д., Козловский П. Т. Физиология древесных растений. М.: Лесн. пром-сть, 1983.

7. Ланкин В. З. Метаболизм липоперекисей в тканях млекопитающих // Биохимия липидов и их роль в обмене веществ. М., 1981. С. 75—95.

8. Мерзляк М. Н., Погосян С. И., Юферова С. Г. Использование 2-тиобарбитуровой кислоты при исследовании переокисления липидов в тканях растений // Биологические науки. 1978. № 9. С. 86—94.

9. Мерзляк М. Н., Погосян С. И. Фотодеструкция пигментов и липидов в изолированных хлоропластах // Биол. науки. 1986. № 3. С. 8—20.

10. Методы биохимического анализа растений / Под ред. В. В. Полевого, Г. Б. Максимова. Л.: ЛГУ, 1978.

11. Методы биохимического исследования растений / Под ред. А. И. Ермакова. Л.: Колос, 1972.

12. Методы биохимических исследований (липидный и энергетический обмен) / Под ред. М. И. Прохоровой. Л.: ЛГУ, 1982.

13. Новицкая Г. В., Машарова Д. Д. Состав галактолипидов мембран хлоропластов закаленных и незакаленных растений озимой пшеницы // Прикл. биохимия и микробиология. 1982. Т. 28, вып. 5. С. 595—600.

14. Погосян С. И., Цеденбал З., Мерзляк М. Н. Стимулируемое восстановленными пиридиннуклеотидами перекисное окисление липидов микросом растений // Физиология растений. 1981. Т. 28, вып. 2. С. 286—293.

15. Хаземова Л. А., Радовская Т. Л., Круглова Н. В. и др. Определение фтора в растительном материале // Агрохимия. 1983. № 6. С. 66—72.

16. Brooks R. Y., Csallany A. S. Effects of air, ozone, and dioxide exposure on the oxidation of corn and soybean lipids // J. Agr. and Food Chem. 1978. V. 28. P. 1203—1209.

17. Doolge A. D., Harris N. The mode of action of paraquat and diquat // Biochem. J. 1970. V. 118. P. 43.

18. Giannopolitis C. N., Ayers G. S. Enchancement of chloroplasts photooxidation with photosinthesis inhibiting herbicides and protection // Weed Sci. 1978. V. 26. P. 440—444.

19. Konse Z. R., Elstner E. F. Ethane and ethylene formation by mitochondria as indication of aerobis lipid degradacion in response to wounding of plant tissue // Biochem. Biophys. Acta. 1978. V. 525, N 3. P. 213—221.

20. Sekya Z., Kajiwara T., Natanaka A. C_6-aldehyde formation vis a hydroperoxides from C_{18}-unsaturated fatty acids in etiolated alfalfa and cucumber seedlings // Agr. Biol. Chem. 1979. V. 43, N 5. P. 969—980.

21. Tokahama U. Suppression of lipid peroxidation by carotene in illuminated chloroplasts fragments // Plant and Cell Physiol. 1978. V. 19, N 13. P. 1565—1569.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ • 1991

М. Г. ФАРАФОНТОВ

ОСОБЕННОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПИГМЕНТНОГО АППАРАТА ХВОИ СОСНЫ В КАЧЕСТВЕ ИНДИКАТОРА ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

Многочисленные наблюдения за растениями, находящимися в условиях влияния промышленных предприятий, обнаруживают сходство ответов на разнообразные стрессовые воздействия. Один из первых признаков повреждения — потеря хлорофилла, имеющая отрицательные последствия для фотосинтетических процессов. Однако ряд работ по исследованию концентрации хлорофилла растений в условиях антропогенных воздействий указывает на различные типы реакции в зависимости от характера поллютантов и возраста растений. Так, газообразные соединения азота могут способствовать усилению пигментообразования [2]. Соединения серы и фтора обычно угнетают синтез хлорофилла или стимулируют его распад [1, 8]. По одним источникам, озон не оказывает существенного влияния на уровень пигментов [5], по другим — приводит к снижению хлорофилла [7, 9]. Причем различные виды хлорофилла неоднозначно реагируют на воздействие загрязнителей [7, 8, 11]. Указывают на связь между концентрацией хлорофилла и появлением видимых некрозов, хотя имеющиеся данные не дают однозначного ответа [6].

Цель данной работы — изучение реакции пигментного аппарата хвои разного возраста на стресс, вызванный выбросами предприятия цветной металлургии, и оценка индикаторных свойств данного показателя.

Методы исследования

Работу проводили вблизи медеплавильного завода в направлении, перпендикулярном господствующим ветрам. Исследуемая территория была разделена на ряд зон. Зона 1 — в 1 км от заводских труб — главного источника эмиссий (расстояние между зонами составляло в среднем 0,3 км), контроль — в 20 км. Исследования проводили в июле (хвоя прошлого года) и августе (хвоя текущего года). Пробы хвои отбирали в зонах 1, 3, 5, 7,

Таблица 1

Концентрация хлорофилла в хвое сосны текущего года

Код зоны	Концентрация хлорофилла, мкг/г свежей ткани			Отношение *a/b*
	a	*b*	*a+b*	
1	374,9±41,1* / 129,8	146,1±12,0 / 38,1	521,1±49,8* / 157,4	2,59±0,22* / 0,69
3	397,3±30,2* / 95,6	102,8±7,8* / 24,9	500,0±34,9* / 110,4	3,97±0,27 / 0,86
5	503,3±13,1 / 41,3	128,5±5,6 / 17,6	631,8±17,8 / 56,2	3,95±0,10 / 0,33
7	401,7±10,9 / 34,5	96,7±4,4* / 13,9	498,5±13,7* / 43,3	4,21±0,18 / 0,57
9	436,5±33,2 / 104,9	109,1±10,1* / 31,8	545,7±41,4 / 130,9	4,09±0,19 / 0,61
11	518,1±25,2 / 79,6	113,3±6,3 / 19,9	631,4±30,5 / 96,4	4,61±0,15 / 0,46
13	518,3±27,9 / 88,3	187,0±15,9 / 50,3	705,3±34,9 / 110,3	2,93±0,27 / 0,84
Контроль	517,5±26,4 / 83,4	152,8±8,2 / 26,0	680,3±31,6 / 99,8	3,43±0,19 / 0,59

Примечание. Здесь и в табл. 2—4: в числителе — среднее±ошибка, в знаменателе — стандартное отклонение.
* — различия достоверны ($p<0,05$).

9, 11, 13. На каждой площадке обследовали десять деревьев *Pinus sylvestris* 10—15-летнего возраста. Хлорофилл экстрагировали 90 %-м водным раствором ацетона и определяли спектрофотометрическим методом [3, 4]. Рассчитывали концентрацию хлорофилла *a*, *b*, *a* + *b* и отношение концентраций *a* : *b*. Измеряли также длину некрозов хвои и подсчитывали индекс поражения по формуле: длина некроза, мм×100/длина хвои, мм.

Наряду с изучением пигментов в хвое сосны были проведены сравнительные исследования хлорофилла в листьях березы.

Результаты и обсуждение

Результаты определения хлорофилла в хвое первого года представлены в табл. 1. Концентрация хлорофилла *a* в зонах 1 и 3, находящихся в непосредственной близости от источника эмиссии (1—1,5 км), составляет соответственно 72 и 77 %. Содержание хлорофилла *a* достоверно ниже, чем в 11 и 13 зонах, отстоящих от завода на 3, 5—4 км. Зависимость концентрации

Таблица 2

Длина хвои и величина некротических поражений, мм

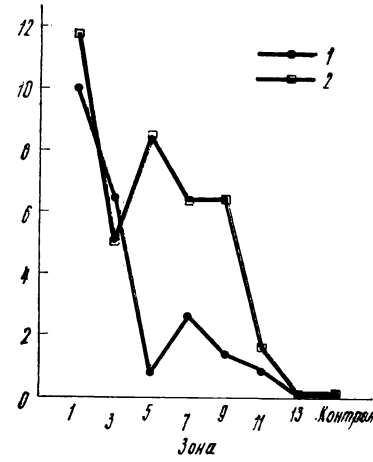
Код зоны	Хвоя текущего года		Хвоя прошлого года	
	Длина хвои	Длина некроза	Длина хвои	Длина некроза
1	48,9±0,7 / 7,5	4,7±0,6 / 6,0	5,6±0,2 / 7,5	6,2±0,8 / 7,5
3	56,4±1,1 / 10,8	3,2±0,4 / 4,2	51,1±1,0 / 9,8	2,7±0,3 / 2,7
5	63,8±1,2 / 11,6	0,4±0,1 / 1,3	48,6±0,9 / 8,9	3,9±0,4 / 4,0
7	62,9±0,9 / 9,1	1,4±0,3 / 2,9	51,9±0,8 / 7,8	3,2±0,4 / 4,4
9	59,6±1,0 / 10,1	0,7±0,2 / 1,9	46,8±0,9 / 9,5	2,1±0,5 / 5,3
11	51,4±1,1 / 10,7	0,3±0,1 / 1,2	50,6±0,5 / 5,0	0,8±0,1 / 1,4
13	56,3±0,8 / 8,0	0,0 / —	44,5±0,5 / 4,7	0,04±0,08 / 0,2
Контроль	64,6±1,1 / 10,9	0,0 / —	55,1±0,8 / 8,4	0,06±0,02 / 0,2

хлорофилла *b* от расстояния выражена в меньшей степени, чем у хлорофилла *a*. Так, содержание хлорофилла *b* достоверно снижено в 3, 5 и 7 зонах по сравнению с контролем. Суммарное содержание хлорофилла в хвое текущего года снижается в зонах 1, 3, 7 на 23, 26 и 27 % соответственно. В изменении соотношения хлорофиллов *a* и *b* на различном расстоянии от завода не прослеживается существенных закономерностей. Отмечается лишь снижение показателя в зоне 1 на 23 %. Размеры некротических поражений хвои первого года имеют четкую тенденцию к резкому снижению по мере удаления от источника эмиссии, с некоторым подъемом в зоне 7 (табл. 2). Наиболее показательны изменения индекса поражения, рассчитанного с учетом вариации длины хвои в разных зонах (см. рисунок) и характеризующего относительный уровень некротического поражения хвои сосны.

Данные по концентрации хлорофилла в хвое прошлого года помещены в табл. 3. Содержание хлорофилла *a* во всех исследованных зонах достоверно ниже контрольных значений, причем наиболее низкие величины — в 1, 3, 5 и 7 зонах. Суммарное содержание хлорофилла в хвое второго года закономерно изменяется с расстоянием. Так, в зоне 1 концентрация хлорофилла

Изменение индекса поражения хвои сосны на различном удалении от предприятия.

1 — хвоя текущего года, *2* — прошлого.



составляет 698±28 мкг/г свежей ткани, а в зоне 11 и в контроле — соответственно 1017±±34 и 1143±38. Содержание хлорофилла *a* и *b* в зонах 1, 3, 5, 7 достоверно ниже по сравнению с контролем. Изменение соотношения различных форм хлорофилла (в хвое как первого, так и второго года) происходит без видимых закономерностей и, по-видимому, не связано с удалением от промышленной зоны. Аналогичные результаты описаны в литературе [10], где указывается, что соотношение различных форм хлорофилла не является эффективным индикатором загрязнений.

Величина некротических поражений хвои прошлого года также изменяется в зависимости от расстояния до предприятия (см. табл. 2), хотя закономерности несколько отличны от хвои первого года, к тому же отмечается некоторое увеличение степени поражения в зонах 5 и 7 (см. рисунок). Следует отметить высокую изменчивость индивидуальной чувствительности отдельных деревьев к газовым выбросам, на что указывает большая вариабельность показателя некротических поражений в пределах каждой зоны.

Сопоставление образцов хвойных и лиственных видов, собранных в исследуемых зонах, подтверждает преимущества использования хвойных в качестве биоиндикаторов промышленных загрязнений. Исследования показали, что концентрация хлорофилла в листьях березы в зоне 1 на 37 % достоверно ниже, чем в контроле (табл. 4). Однако каких-либо закономерностей изменения содержания хлорофилла в листьях березы на различных расстояниях от источника эмиссии не обнаружено. Например, уровень хлорофилла в зонах 9, 11 выше, чем в контроле. Полученные результаты свидетельствуют о слабой чувствительности березы к загрязнениям, и техногенный фактор в данном случае несущественно влияет на изменчивость содержания пигментов.

Сравнительный анализ полученных результатов измерения концентрации хлорофилла в хвое первого и второго года указывает на более высокий уровень пигментов в хвое старшего возраста, что согласуется с данными литературы. Возрастная динамика содержания пигментов зависит в первую очередь не от воздействия каких-либо поллютантов, а от характера мета-

Таблица 3

Концентрация хлорофилла в хвое сосны прошлого года

Код зоны	Концентрация хлорофилла, мкг/г свежей ткани			Отношение *a/b*
	a	*b*	*a+b*	
1	551,2±21,6* / 68,3	147,3±7,2* / 22,7	698,6±28,1* / 88,9	3,76±0,09 / 0,28
3	627,8±32,2* / 101,9	163,5±11,1* / 35,1	791,4±43,1* / 136,6	3,88±0,08 / 0,24
5	524,8±22,0* / 69,6	125,7±14,0* / 44,3	650,5±34,4* / 108,9	4,66±0,57 / 1,80
7	539,6±21,4* / 67,8	155,9±6,4* / 20,2	695,5±27,6* / 87,2	3,4±0,05 / 0,15
9	749,6±40,9* / 129,5	289,2±23,3 / 73,7	1038,8±63,7 / 201,4	2,13±0,06* / 0,19
11	734,7±25,8* / 81,6	282,4±8,4 / 26,7	1017,1±33,9 / 107,2	2,60±0,03* / 0,10
13	636,0±32,7* / 103,6	282,4±16,9 / 53,5	918,4±48,6 / 153,8	2,27±0,06* / 0,18
Контроль	897,5±29,8 / 94,3	246,3±11,1 / 35,0	1143,8±38,1 / 120,4	3,69±0,17 / 0,53

* Здесь и в табл. 4: * — различия достоверны ($p<0,05$).

Таблица 4

Концентрация хлорофилла в листьях березы

Код зоны	Концентрация хлорофилла, мкг/г свежей ткани			Отношение *a/b*
	a	*b*	*a+b*	
1	736,9±49,7* / 157,2	321,7±12,7 / 40,3	995,6±61,4* / 194,0	3,29±0,11 / 0,33
3	1064,3±64,6 / 204,3	233,5±14,3 / 45,1	1297,8±78,4 / 247,9	4,56±0,08 / 0,27
5	1115,2±57,8 / 182,8	282,2±45,0 / 142,3	1397,5±89,7 / 283,6	5,85±1,50 / 1,50
7	971,3±54,6* / 172,8	235,6±26,6 / 84,2	1206,9±74,2 / 234,8	5,98±2,17 / 6,87
9	1511,6±90,6 / 286,5	442,8±27,7* / 87,4	1954,4±118,0 / 373,0	3,42±0,04 / 0,11
11	1369,6±50,7 / 160,4	365,3±13,5 / 42,6	1734,7±59,2 / 187,1	3,77±0,14 / 0,44
Контроль	1256,6±51,1 / 161,1	314,1±15,3 / 48,5	1570,7±65,9 / 208,4	4,02±0,07 / 0,22

болических процессов, определяющих пигментный обмен на определенной стадии развития растения. Отмеченные различия в физиологическом статусе хвои разного возраста обусловливают ответную реакцию на воздействие токсикантов. Хвоя второго года наиболее выраженно реагирует на загрязнения, что проявляется в наличии более четких закономерностей изменения содержания пигментов в зависимости от расстояния.

Расчеты корреляционных зависимостей указывают на существование достаточно тесной связи между расстоянием от источника эмиссии и суммарной концентрацией хлорофилла. Коэффициент линейной корреляции (r) для хвои первого года — 0,31, для хвои второго года — 0,56, что позволяет сделать заключение о предпочтительности использования хвои более старшего возраста для индикации загрязнений. Еще более тесная связь между концентрацией хлорофилла *a* и удалением от предприятия — $r=0{,}29$ (хвоя первого года) и 0,65 (хвоя второго года). Связь между концентрацией хлорофилла и морфологическими признаками поражения — некрозами — весьма слабая. В то же время количество и величина некротических поражений хвои являются хорошим индикатором сильных и умеренных воздействий.

Среди ряда абиотических факторов, влияющих на уровень содержания пигментов, важная роль принадлежит световому режиму растений в условиях местообитания. Известен факт повышенного содержания хлорофилла у тенелюбивых растений, значение которого объясняют увеличением поглощения света листом, хотя интенсивность фотосинтеза и не связана прямой зависимостью с количеством хлорофилла. Для оценки влияния указанного фактора нами было дополнительно проведено исследование концентрации хлорофилла в хвое, собранной с веток, расположенных в различных условиях освещенности. Хвою собирали в 4 км от предприятия в зоне 13. Результаты свидетельствуют о существенных различиях в концентрации хлорофилла в хвое, находящейся на затененных и хорошо освещенных участках.

	Хлорофилл		
	a	*b*	*a*+*b*
Затененный участок . .	564±64	147±25	711±89
Хорошо освещенный участок	448±46	115±30	564±66

Содержание хлорофилла в хвое затененных веток на 21 % выше, чем освещенных, причем отношения $a:b$ изменяется незначительно.

Анализируя полученные данные, нетрудно видеть, что на закономерности изменения концентрации хлорофилла сказывается не только удаление от источника эмиссии, но также и особенности отбора образцов хвои. Вносят определенный вклад угнетенность, разреженность древостоя вблизи предприятия: здесь более высокая освещенность деревьев. Подобные условия в зонах

1 и 7. Значительная изменчивость уровня хлорофилла в условиях различной освещенности по размаху параметра сопоставима с изменением концентрации пигментов в градиенте техногенной нагрузки, что несколько снижает индикаторные качества изучаемого показателя.

В заключение можно сформулировать ряд положений по практическому использованию показателя содержания пигментов в хвое сосны в качестве индикатора техногенных нарушений.

Для правильной интерпретации результатов отбор образцов хвои должен проводиться с растений, произрастающих в сходных условиях освещенности. Поскольку наблюдаются сезонные изменения концентрации и состава пигментов [1], сбор и анализ материала необходимо проводить в сжатые сроки, избегая периодов перестройки пигментного аппарата. Предпочтительно использовать для анализа хвою старших возрастов — второго и третьего года, для которой характерны наиболее существенные сдвиги в содержании хлорофилла под влиянием техногенных эмиссий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Гетко Н. В., Шобанова И. А., Жданец С. Ф., Шахнович Е. А. Фитоиндикационные аспекты изучения содержания хлорофилла в хвое сосновых фитоценозов в зонах влияния промышленных комплексов Белоруссии // Основы биологического контроля загрязнения окружающей среды. М., 1988. С. 15—25.

2. Сергейчик С. А., Шаханович Е. А. Влияние азотсодержащих газообразных токсикантов на пигменты пластид различных видов деревьев и кустарников // Основы биологического контроля загрязнения окружающей среды. М., 1988. С. 25—38.

3. Шлык А. А. Определение хлорофиллов и каротиноидов в экстрактах зеленых листьев // Биохимические методы в физиологии растений. М., 1971. С. 154—170.

4. Burton K. W., King J. B., Morgan E. Chlorophyll as an indicator of the upper critical tissue concentration of cadmium in plants // Water. Air. and Soil Pollution. 1986. V. 27, N 1—2. P. 147—154.

5. Brennan E., Leone I., Greenhalgh B., Smith G. Chlorophyll content of soybean foliage in relation to seed yield and ambient ozone pollution // Air. Pollut. Contr. Assoc. 1987. V. 37, N 12. P. 1429—1433.

6. Knudson L. L., Tibbitts T. W., Edwards G. E. Measurement of ozone injrity by determination of leaf chlorophyll concentration // Plant Physiol. 1977. N 60. P. 606—608.

7. Leffler H. R., Cherry J. H. Destruction of enzymatic activities of corn and soybean leaves exposed to ozone // Can. J. Bot. 1974. V. 43. P. 677—685.

8. Malhotra S. S. Effects of aqueous sulphur dioxide on chlorophyll destruction in Pinus Concorta // New Phytol. 1977. V. 78. P. 101—109.

9. McNutly J. B., Cherry J. H. Destruction of enzymatic activities of corn and soybean leaves exposed to ozone // Can. J. Bot. 1974. V. 36. P. 385—388.

10. Rabe R., Kreeb K. H. Bioindication of air pollution by chlorophyll destruction in plant leaves // Oikos. 1980. V. 34, N 2. P. 163—167.

11. Todd G. W., Arnold W. M. An evaluation of methods used to determine injury to plant leaves by air pollutants // Bot. Gas. 1961. V. 123. P. 151—154.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

А. В. ЛУГАСЬКОВ, А. А. МОКРОНОСОВ

АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВОДОЕМАХ ПРОМЫШЛЕННОЙ ЗОНЫ УРАЛА

Для Уральского региона характерно обилие небольших прудов и водохранилищ, являющихся источником водоснабжения промышленных предприятий черной и цветной металлургии. Эти водоемы испытывают техногенное воздействие за счет атмосферного загрязнения и промышленных стоков.

Несмотря на многолетнее антропогенное воздействие, ряд водоемов сохранил способность к самоочищению и основные структурно-функциональные характеристики гидроценозов. Нарастающий дефицит воды в регионе ставит задачу комплексного использования всех имеющихся водных ресурсов.

В связи с этим предпринята попытка оценки техногенного загрязнения водоемов в зоне воздействия промышленных предприятий на основе анализа содержания и распределения различных элементов в воде и биологических объектах.

В бассейне р. Чусовой в 1986—1988 гг. исследовано техногенное загрязнение экспериментального водохранилища и пруда-отстойника, расположенных в крупном промышленном узле. Для контроля выбран небольшой пруд в 12 км от источника загрязнения.

В качестве тест-объектов взяты широко распространенные на Урале виды рыб (лещ, плотва, щука, окунь) и шесть видов высшей водной растительности (уруть колосистая, рдест пронзенно-листный, гречиха земноводная, тростник обыкновенный, элодея канадская, хвощ болотный).

Для анализа использовали высушенные, измельченные образцы костной ткани рыб и растительности. Содержание тяжелых металлов определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре. Определение фтора выполнено с использованием иономера с фторидным ионселективным электродом. Содержание фтора в образцах рассчитывали по калибровочной кривой. Всего исследовано 32 пробы воды, 34 образца растительности и 75 образцов рыб. Миграция элементов в обследованных водных экосистемах оценена путем расчета коэффициента биологического накопления (К), который выражался отношением содер-

жания элемента в образце к его содержанию в воде [7]. Для оценки токсического воздействия среды на рыб проводили их сравнительный биологический, физиологический и гематологический анализы.

По имеющимся данным, содержание тяжелых металлов в разных компонентах водной экосистемы может существенно различаться. При этом накопление отдельных элементов значительно варьирует в разных группах гидробионтов и абиотической среде. Наибольшее содержание металлов характерно для донных отложений и планктонных организмов [1, 4, 7]. Сведений о распространении фтора в отдельных звеньях пресноводных экосистем почти нет. Есть лишь отрывочные данные по содержанию и накоплению фтора в рыбах [6, 8, 9].

Как показал анализ воды, различия по содержанию большинства исследованных элементов в экспериментальном водоеме и пруде-отстойнике невелики. Наиболее существенное превышение отмечено в отстойнике по никелю и цинку (табл. 1). Средняя концентрация большинства элементов в воде обследованных водоемов не превышает предельно допустимых концентраций (ПДК) для питьевой воды [2]. Исключение составляют фтор — в экспериментальном водоеме, алюминий и никель — в отстойнике. В то же время рыбохозяйственные ПДК превышены почти по всем элементам.

Анализ содержания техногенных элементов в костной ткани рыб показал, что в сравнении с контрольными рыбами у плотвы и леща из экспериментального водоема более высокое содержание алюминия, марганца и фтора, а у рыб из отстойника — алюминия, никеля, свинца и цинка. Кроме того, у плотвы из этого водоема установлено двух-трехкратное снижение концентрации железа и марганца относительно контроля (табл. 2). У леща из отстойника (по сравнению с контролем) снижение содержания железа в костях сопровождалось возрастанием концентрации марганца. Установлено, что для леща характерны наиболее высокие концентрации марганца, плотве свойственно накопление цинка, а окуни контрольного водоема заметно отличались от рыб из экспериментального пруда только пониженным содержанием фтора (см. табл. 2). В целом эта закономерность также характерна для плотвы и леща. Рыбы из пруда-отстойника по содержанию фтора близки к контролю (плотва — 154 и 169, лещ — 99 и 81 мкг/г соответственно).

Для высшей водной растительности установлено, что наибольшим содержанием металлов отличаются погруженные растения (уруть колосистая, рдест пронзеннолистный и элодея канадская). В меньшей степени идет накопление у растений с плавающими листьями (гречихи земноводной) и воздушно-водных (тростника обыкновенного и хвоща болотного). Максимальное содержание фтора в начале вегетации в экспериментальном пруду обнаружено у урути (0,35 мг/г), а к концу ве-

Таблица 1

Содержание техногенных элементов в воде обследованных водоемов, мг/л

Водоем	Al	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	F
Экспериментальный	0,47	0,031	0,15	0,14	0,08	0,02	0,052	1,69
	0,09—1,63	0,007—0,11	0,026—0,43	0,01—0,57	0,01—0,22	0,006—0,03	0,02—0,15	0,64—3,0
Пруд-отстойник	0,62	0,028	0,20	0,17	0,18	0,03	0,170	1,29
	0,03—1,39	0,005—0,09	0,02—0,79	0,006—0,76	0,01—0,99	0,002—0,1	0,001—1,14	0,87—2,4

Примечание. В числителе — среднее значение, в знаменателе — пределы колебаний.

Таблица 2

Содержание техногенных элементов в костной ткани рыб, мкг/г сух. массы

Вид	Водоем	n	Al	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	F	n'
Плотва	1	4	24±4	4±0,4	120±10	74±5	6±1	7±0,5	122±22	545±81	11
	2	4	7±3	8±4	140±16	59±6	2±0,4	4±1,5	118±8	154±23	10
	3	7	20±3	8±2	53±8	23±2	6±1	14±4	320±20	169±16	4
Лещ	1	5	8±2	5±0,5	120±14	180±12	3±0,3	6±0,3	57±3	348±29	15
	2	6	3±1	5±0,6	100±5	120±13	2±0,2	5±0,3	58±6	99±6	13
	3	4	22±1	6±2	85±14	166±35	9±1	25±13	120±8	81±9	2
Окунь	1	4	21±11	4±1	150±27	97±17	3±1	3±1	88±23	609±65	7
	2	3	28±17	5±1	117±9	93±25	3±1	4±0,5	71±8	291±21	8
Щука	1	3	7±3	3±1	120±9	100±28	2±1	2±1	110±14	398±49	4
	2	2	3±3	4±0,2	110±9	75±30	2±1	2±2	90±17	245	1

Примечание. 1 — экспериментальный водоем, 2 — контрольный, 3 — пруд-отстойник; количество проб: n — на тяжелые металлы, n' — на фтор.

Таблица 3

Содержание техногенных элементов в высшей водной растительности, мг/г сух. массы

	Вид	Водоем	Al	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	F
Июнь *	Уруть	1	2,79	0,172	9,46	6,39	0,085	0,025	0,35
		2	Не определяли						
	Гречиха	1	0,27	0,018	0,60	0,63	0,009	0,006	0,23
		2	0,13	0,009	0,52	0,59	0,006	0,006	0,1
	Тростник	1	0,11	0,010	0,54	0,28	0,017	0,005	0,25
		2	Не определяли						
	Хвощ	1	0,14	0,014	0,44	1,49	0,020	0,007	0,27
		2	0,14	0,010	0,51	1,51	0,035	0,007	0,15
Август	Уруть	1	Не опр.	0,044	1,72	3,83	Не опр.	0,011	0,17
		2	0,23	0,011	1,41	4,95	0,024	0,006	0,35
	Гречиха	1	0,22	0,022	0,56	1,36	0,007	0,002	0,65
		2	0,36	0,010	1,30	0,92	0,014	0,007	0,2
	Тростник	1	0,001	0,038	0,32	0,20	0,005	0,005	0,74
		2	Не определяли						
	Хвощ	1	0,005	0,015	1,13	2,04	0,020	0,010	0,23
		2	0,190	0,013	1,04	2,28	0,025	0,014	0,10
	Редест	1	Не опр.	0,11	1,58	45,43	0,069	0,012	0,17
		2	0,61	0,015	1,68	2,61	0,044	0,010	0,25
	Элодея	1	Не опр.	0,096	3,63	23,27	0,045	0,014	0,18
		2	Не опр.	0,021	3,77	1,73	0,035	0,010	0,17

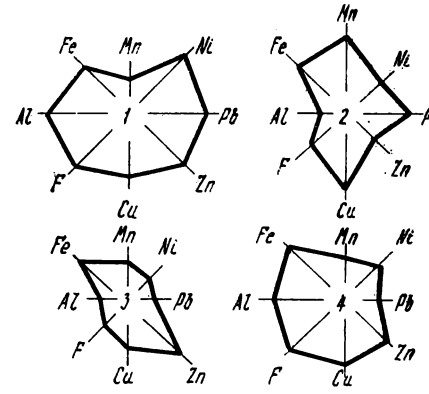
Примечание. 1 — экспериментальный водоем, 2 — контрольный.
* — время отбора проб.

гетации — у хвоща (0,23 мг/г). Минимальные концентрации фтора отмечены у гречихи (табл. 3).

В целом у водных макрофитов в экспериментальном пруду прослеживается тенденция снижения содержания металлов в ходе вегетации, тогда как в контроле наблюдается обратная картина. Содержание фтора в обоих водоемах от июня к августу у всех видов повышается. В контроле оно возросло в 2—6 раз, в экспериментальном водоеме в 3—9 раз (см. табл. 3).

По результатам анализов наиболее высокого содержания в водных макрофитах достигали марганец (до 45 мг/г) и железо (до 9,5 мг/г). Исследованные виды высших водных растений из экспериментального пруда отличаются от контрольных более высоким содержанием меди, марганца и фтора. Полученные данные говорят о том, что содержание алюминия, меди, марганца, железа и никеля в водных макрофитах многократно выше, чем в костных тканях рыб. По содержанию свинца эти группы гидробионтов близки, а наибольшие концентрации фтора характерны для рыб.

Более полное представление о взаимодействии биологических объектов и среды обитания дает не содержание элементов



Относительные коэффициенты накопления техногенных элементов у рыб в экспериментальном водоеме, % от максимального значения К, принятого за 100 % по каждому элементу.

1 — плотва, *2* — лещ, *3* — щука, *4* — окунь.

в объектах, а коэффициенты их накопления (биоконцентрирования). Наибольший коэффициент накопления (К) у рыб установлен для цинка. В экспериментальном водоеме у плотвы, окуня и щуки он составил 1692—2346, а в пруде-отстойнике у плотвы —1882. Для леща в большей степени характерно накопление марганца, а для окуня — фтора. Высокие значения К отмечены по свинцу (500—915) у леща и плотвы в отстойнике. Образцы окуня и щуки в экспериментальном водоеме содержали свинца в 3—9 раз меньше, чем карповые рыбы. В заметном количестве накапливается в скелете рыб железо (К-до 1000). Железо и марганец у леща в пруде-отстойнике аккумулируются в 1,5—7 раз выше, чем у плотвы. Коэффициенты накопления остальных металлов в скелете рыб не превышают 100. В экспериментальном водоеме щука среди других видов рыб отличалась наименьшим накоплением фтора (К-145).

Показана суммарная относительная характеристика накопления техногенных элементов у разных видов рыб в экспериментальном водоеме (см. рисунок). При построении полигонов накопления коэффициент К по каждому элементу для вида, имевшего его максимальное значение, принимался за 100 %. Коэффициенты накопления остальных видов рыб выражались в процентах от максимального значения. Как видно из рисунка, наибольшее накопление техногенных элементов отмечено у плотвы, далее следуют окунь, лещ и щука. При этом легко установить, какие элементы преимущественно накапливает тот или иной вид.

Исследованные элементы по мере убывания их коэффициента накопления в скелете рыб располагаются в следующем порядке: в экспериментальном водоеме — цинк, железо, марганец, фтор, свинец, медь, никель, алюминий, для высшей водной растительности — марганец, железо, медь, алюминий, свинец, никель, фтор. В целом значения К рассмотренных элементов в водных макрофитах в 15—58 раз выше, чем в костной ткани рыб. При этом, как мы уже отмечали [3], водным растениям принадлежит ведущая роль в трансформации железа, марганца и ряда других металлов, тогда как фтор аккумулируется

животными организмами и, по-видимому, донными отложениями. Максимальные коэффициенты накопления наблюдали у погруженных растений — урути (железа — до 63 тыс.), элодеи (марганца — до 166 тыс.), рдеста (марганца — до 324 тыс.).

Полученные данные показывают, что распределение техногенных элементов в водной экосистеме, подверженной антропогенному воздействию, определяется видовыми особенностями гидробионтов в накоплении разных веществ, обусловленными спецификой их образа жизни, развития, питания и распределения в водоеме. Уровень техногенного загрязнения экспериментального водоема не достиг критического и в целом не лимитирует нормальную жизнедеятельность большинства групп гидробионтов [5]. Установленные величины содержания рассмотренных техногенных элементов в воде и рыбах (за исключением фтора) в настоящее время, вероятно, можно рассматривать как фоновые для уральских водоемов в зонах воздействия крупных промышленных предприятий. Превышение их может привести к снижению адаптационных возможностей гидробионтов и постепенной деградации водных экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Александров А. В., Котов Ю. С., Билалов Ф. С. Распределение тяжелых металлов в основных элементах водных экосистем // Тезисы докладов V Всесоюзной конференции по водной токсикологии. М., 1988. С. 4.
2. Беспамятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Л.: Химия, 1985.
3. Воробьев В. И. Микроэлементы и их применение в рыбоводстве. М.: Пищ. пром-сть, 1979.
4. Капков В. И., Павлов М. С., Паракецова Н. Ю., Шидловская Н. А. Распределение тяжелых металлов в абиотической и биотической компонентах экспериментального водоема // Самоочищение воды и миграция загрязнений по трофической цепи. М., 1984. С. 46—50.
5. Лугаськов А. В. Состояние ихтиофауны в водоемах промузла // Водные экосистемы Урала, их охрана и рациональное использование. Свердловск, 1989. С. 76—77.
6. Любашевский Н. М., Садыков О. Ф., Попов Б. В. и др. Техногенный фтор в лесных экосистемах Урала // Биохимическая экология и медицина. Свердловск, 1985. Вып. 2. С. 234—272.
7. Никаноров А. М., Жулидов А. В., Покаржевский А. Д. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеоиздат, 1985.
8. Protasowicki M., Zarebski J. Porownawcze Badania nad zawartoscia fluoru w rybach // Stud. i mater. oceanol. PAN. Chem. morza. 1985. N. 6. P. 97—110.
9. Shaikh Y. A. Studies on fluoride uptake by soft tissues of an edible mudskipper, Boleophtalmus dussumieri (Cuvier and valenciennes) of Dumas Coast, Gujarat // Fluoride. 1986. V. 19, N 3. P. 121—123.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

Р. Р. КАБИРОВ

ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ КУЛЬТУР ПОЧВЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ЭКСПЕРТИЗЫ

Микроскопические водоросли служат традиционными организмами, применяющимися при оценке воздействия человека на окружающую среду. С помощью альгологического теста можно проводить экспертизу сравнительной токсичности различных субстратов химических веществ и их смесей, а также выбирать среди них наиболее безопасные в экологическом плане.

В качестве тест-организмов водоросли обладают рядом несомненных достоинств. Благодаря фототрофности они имеют сходную с высшими растениями физиологию, поэтому результаты, полученные при их исследовании, можно экстраполировать на высшие растения. Многие виды водорослей обладают специфической чувствительностью к экологическим факторам и достаточно хорошо воспроизводимыми реакциями. Водоросли характеризуются небольшой продолжительностью жизни, что позволяет проследить действие изучаемого фактора на несколько поколений и оценить эффект последействия. Они хорошо растут в лабораторных условиях на искусственных средах, удобны в работе.

Проведенное сравнение альгологического метода с классическим вегетационным, в котором в качестве индикатора применяется овес, показало, что ошибки того и другого метода являются величинами одного порядка [11]. Альгологический метод оказался более адаптивен, и его модификации могут быть использованы там, где непригоден вегетационный метод.

Подавляющее большинство водорослей, используемых в качестве тест-организмов, принадлежит к планктонным видам. Поиски индикаторных видов среди почвенных водорослей начаты совсем недавно. Как тест-организмы они применялись при оценке токсичности гербицидов [6], золы [9], состояния в почве элементов минерального питания [1, 10], токсичности нефти и нефтепродуктов [4].

В данной работе приводятся результаты исследований по использованию альгологически чистых (одновидовых) культур почвенных водорослей для оценки сравнительной фитотоксич-

ности (токсичности по отношению к растениям) нескольких неионогенных поверхностно-активных веществ (ПАВ) и грунтов ряда промышленных отвалов.

Поверхностно-активные вещества представляют собой разнородную по химической структуре группу соединений, характеризующихся способностью снижать поверхностное натяжение жидкостей и обладающих определенной биологической токсичностью. В настоящее время промышленность производит четыре класса ПАВ: анионные, катионные, амфолитные и неионогенные. К анионным относятся ПАВ, функциональные группы которых в результате ионизации в растворе образуют отрицательно заряженные органические ионы, обуславливающие поверхностную активность. К катионным — ПАВ, функциональные положительно заряженные органические ионы, обуславливающие поверхностную активность. Неионогенные ПАВ в водном растворе практически не образуют ионов. Амфолитные ПАВ в зависимости от условий (pH, растворитель и т. д.) в водном растворе образуют или анионактивные или катионактивные вещества [13].

Быстрый рост производства и истребление поверхностно-активных веществ в различных отраслях народного хозяйства увеличивает вероятность накопления и рассеивания их в окружающей среде (почве, грунтовых водах, водоемах). Каждое новое поверхностно-активное вещество, рекомендованное к внедрению, проходит оценку на токсичность. К использованию допускаются препараты, удовлетворяющие определенному ГОСТу. Однако отдельные ПАВ, даже относящиеся к одному и тому же классу химических соединений и соответствующие по своим характеристикам ГОСТу, различаются по токсичности. При выборе конкретного ПАВ из числа рекомендованных для применения наряду со многими показателями (стоимостью, эффективностью, скоростью разложения и др.) необходимо учитывать и его токсичность по сравнению с другими подобными препаратами.

В лабораторных условиях нами проведена сравнительная оценка фитотоксичности неионогенных поверхностно-активных веществ превоцела *W-OFP*-100, неонола АФ-14, неонола 2В-1317-12, плюроника *L*35 № 61 в концентрациях 0,05; 0,15; 0,30; 0,50; 0,66; 1,00; 1,50; 2,00; 3,00; 6,60%. Перечисленные препараты рекомендованы для использования при нефтедобыче. Превоцел *W-OFP*-100 представляет собой смесь оксиэтилированных (17 групп) и оксипропилированных (до 6 групп) высших спиртов C_{10}-C_{20}. По внешнему виду это паста желтого цвета. Препарат изготовлен в ГДР. Неонол АФ-14 — алкилфенол на основе α-олефинов фракций C_8-C_{10}, оксиэтилированных на 14 молей. Состав RC_6-$H_4O \cdot (C_2H_4O)mH$, где $R = C_8$-C_{10}, $m = 14$. Паста желтоватого цвета. Неонол 2В-1317-12 — оксиэтилированный фторичный спирт фракций C_{13}-C_{17}. Оксиэтилированный спирт — смесь полигликолевых эфиров следующего

состава: $C_nH_{2n+1}O(C_2H_4O)mH$, где $n=13—17$, $m=12$. Паста светло-желтого цвета. Плюроник $L35$ № 61 — препарат французского производства. Препараты поверхностно-активных веществ получены в лаборатории промышленной экологии БашНИПИнефть.

Расчеты показывают, что добавка к воде, используемой для заводнения пластов, поверхностно-активных веществ позволит увеличить нефтеотдачу на 3—5% и в 1,3—1,5 раз повысит темпы разработки [7]. Минимально необходимая концентрация ПАВ в закачиваемых растворах, которая позволяет достигнуть достаточно высокого прироста нефтеотдачи, составляет 0,05%. Увеличение концентрации (в частности, до 0,5 и 5 %) значительно повышает эффективность действия ПАВ [8].

При изучении фитотоксичности поверхностно-активных веществ в качестве тест-организма использовали альгологически чистую культуру почвенной колониальной азотфиксирующей сине-зеленой водоросли *Nostoc linckia (Roth)* Born. et Flah. Из коллекции кафедры ботаники Башкирского государственного университета. Выбор данного вида обусловлен следующими соображениями. Предварительные наблюдения показали, что из четырех отделов водорослей (зеленых, синезеленых, диатомовых, желтозеленых), представители которых чаще всего встречаются в почве, наиболее чувствительны к неионогенным поверхностно-активным веществам синезеленые, желтозеленые и диатомовые [5]. Из них на твердых питательных средах лучше растут синезеленые, в частности *Nostoc linckia*. Это широко распространенный вид, встречается как в целинных, так и в пахотных почвах, от полярной пустыни до серо-бурых почв Кызылкумов [15]. На твердых питательных средах образует быстро и сравнительно равномерно растущие (во все стороны распростертые) макроколонии с хорошо заметными границами. Пересевом на 0,9 % агаровую среду из музейной получена накопительная культура *Nostoc linckia*. В качестве питательной использовали среду Бристоль в модификации М. М. Голлербаха следующего состава, г: $NaNO_3$ — 0,25; K_2HPO_4 — 0,25; $MgSO_4 \times 7H_2O$ — 0,15; NaCl — 0,05; $CaCl_2$ — 0,05; агар-агар — 9; Fe_2Cl_3 — три капли однопроцентного раствора на 1 л дистиллированной воды. После стерилизации питательную агаровую среду разливали по чашкам Петри. На поверхность застывшего агара наносили небольшое количество музейной культуры водорослей и инкубировали при комнатной температуре в люминостате. Через 10—15 дней вся поверхность агара зарастала макроколонией *Nostoc linckia*.

Оценку фитотоксичности исследуемого вещества проводили с использованием песчаных культур. В чашки Петри вносили по 50 г просеянного через сито (диаметр отверстий 2 мм) промытого, прокаленного речного песка (инертный носитель) и увлажняли раствором, состоящим из питательной среды с до-

бавлением поверхностно-активного вещества. Раствор добавляли в таком количестве, чтобы при наклоне чашки на 30—40° он слегка выступал из песка. В контрольных вариантах песок увлажняли питательной средой без ПАВ. В каждой чашке на поверхности увлажненного песка раскладывали по четыре мембранных фильтра таким образом, чтобы между ними и песком не оставались пузырьки воздуха, затрудняющие контакт тест-культуры с раствором. Для снятия токсичности самих фильтров предварительно их кипятили в течение 10 мин в дистиллированной воде и промывали 3—4 раза новыми порциями воды.

Из накопительной культуры вырезали небольшие участки ее макроколонии вместе с тонким слоем агара и помещали в чашки Петри на середину мембраных фильтров. Участки колоний вырезали буриком (диаметром 3 мм), изготовленным из стеклянной трубочки. Для каждой концентрации исследуемого вещества готовили по две чашки Петри (всего восемь мембранных фильтров). Чашки инкубировали в люминостате при температуре 28—32 °С. Исходную влажность песка поддерживали добавлением питательной среды.

Сравнительную фитотоксичность устанавливали по степени воздействия препарата на жизнедеятельность синезеленой водоросли *Nostoc linckia*. В качестве показателя, характеризующего жизнедеятельность, использовали скорость роста колоний на мембранных фильтрах. Изменение диаметров колоний проводили через каждые двое суток, что позволило выявить особенности влияния данного вещества в зависимости от продолжительности его воздействия. Если колония имела неправильную форму, рассчитывали среднее значение ее диаметра из нескольких измерений. Опыт снимали в тот момент, когда хотя бы одна из колоний всей серии достигала размеров фильтра.

Силу влияния фактора оценивали по отношению среднего значения диаметров колоний в опытном варианте к среднему значению диаметров колоний в контроле: $К = \frac{Д_{опыт}}{Д_{контроль}}$, где К — коэффициент, показывающий степень влияния изучаемого фактора на скорость роста колоний (условно назван «коэффициентом влияния»); $Д_{опыт}$ — среднее значение диаметров колоний в опытном варианте; $Д_{контроль}$ — среднее значение диаметров колоний в контрольном варианте. Если $К=1$, то данный фактор не оказывает влияния на скорость роста колоний тест-организма. Если $К<1$, то действие ингибирующее. При $К>1$ наблюдается стимуляция.

В табл. 1 представлены результаты исследования сравнительной фитотоксичности четырех неионогенных поверхностно-активных веществ: плюроника *L* 35 № 61, неонола АФ-14, неонола 2В-1317-12, превоцела *W-OFP*-100. Приведены средние значения диаметров колоний тест-организма и рассчитанные на их основе величины коэффициента влияния. Как видно из

Таблица 1

Влияние неионогенных поверхностно-активных веществ на скорость роста колоний *Nostoc linckia* (на 9-й день инкубации)

Концентрация ПАВ, %	Виды ПАВ							
	Плюроник L35 № 61		Неонол АФ-14		Неонол 2В-1317-12		Превоцел *W-OFP*-100	
	$\bar{x}$	К	$\bar{x}$	К	$\bar{x}$	К	$\bar{x}$	К
Контроль	25	—	22	—	24	—	27	—
0,05	26	1,0	22	1,0	26	1,1	29	1,1
0,15	24	1,0	19	0,9	20	0,8	23	0,9
0,30	25	1,0	16	0,7	18	0,7	15	0,6
0,50	23	0,9	14	0,6	10	0,4	12	0,4
0,66	16	0,6	13	0,6	9	0,4	14	0,5
1,00	20	0,8	11	0,5	2	0,1	2	0,1
1,50	15	0,6	14	0,6	2	0,1	2	0,1
2,00	5	0,2	6	0,3	2	0,1	П	—
3,00	3	0,1	2	0,1	П	—	П	—
6,60	2	0,1	2	0,1	П	—	П	—

Примечание. $\bar{x}$ — среднее арифметическое (из восьми повторностей) значение диаметров колоний, мм, К — значения коэффициента влияния, П — колонии водорослей погибли.

Таблица 2

Значения коэффициента влияния (К) минеральных удобрений и превоцела *W-OFP*-100, рассчитанные для почвенной азотфиксирующей водоросли *Nostoc linckia*

Доза минеральных удобрений, кг/га	Концентрация превоцелла *W-OFP*-100,%						
	0	0,05	0,50	1,00	1,50	2,00	3,00
0	Контроль	1,3	0,6	0,2	Н	П	П
Фосфорные							
45	1,1	1,3	0,7	0,5	Н	П	П
60	1,2	1,3	0,7	0,6	Н	П	П
90	1,1	1,1	0,6	0,1	Н	П	П
Калийные							
45	1,2	1,0	0,7	0,1	Н	П	П
60	1,3	0,9	0,8	0,1	Н	П	П
90	1,1	0,9	0,6	0,1	Н	П	П

Примечание. Н — рост колоний отсутствовал, но клетки водорослей не погибли и имели естественный цвет; П — рост колоний отсутствовал, клетки водорослей вначале обесцветились, затем произошел их лизис.

табл. 1, по степени возрастания фитотоксичности указанные неионогенные поверхностно-активные вещества располагаются в следующем порядке: плюроник *L* 35 № 61 — неонол АФ-14 — неонол 2В-1317-12 — превоцел *W-OFP*-100.

Почти все испытанные концентрации ПАВ (за исключением наименьшей) ингибировали рост колоний. Незначительная стимуляция (коэффициент влияния 1,04—1,08) отмечена при концентрации 0,05%. Высокие дозы ПАВ (2,0—6,6 %) вызывали резкое замедление роста колоний. В некоторых случаях наблюдали обесцвечивание клеток водорослей с последующим их лизисом.

Анализируя полученные результаты, можно сделать ряд предварительных выводов. С экологической точки зрения желательно закачивание в нефтяные скважины растворов, содержащих неионогенные поверхностно-активные вещества превоцел *W-OFP*-100, неонол 2В-1317-12, неонол АФ-14, плюроник *L* 35 № 61 в концентрациях, не превышающих 0,05%. В случае увеличения концентрации до 0,5 % предпочтительно использование плюроника *L* 35 № 61. При необходимости дальнейшего увеличения (до 1,0—1,5%) концентрации ПАВ в закачиваемых растворах лучше применять плюроник *L* 35 № 61 или неонол АФ-14. Работая с высокими (свыше 2%) концентрациями (при хранении, перевозке, приготовлении растворов), следует предусмотреть меры защиты окружающей среды от ПАВ.

В некоторых случаях необходимо прогнозирование экологических последствий совместного использования нескольких химических препаратов. В частности, в сельском хозяйстве расширяется применение комплексных удобрений, содержащих в своем составе поверхностно-активные вещества [2].

Нами проведена оценка влияния на рост тест-организма совместного внесения в почву минеральных удобрений и неионогенного поверхностно-активного вещества превоцела *W-OFP*-100.

В чашки Петри насыпали по 50 г воздушно-сухой, просеянной через сито с диаметром отверстий 2 мм, почвы (выщелоченного чернозема). В каждую чашку в виде водного раствора вносили фосфорные (суперфосфат) и калийные (сильвинит) удобрения в дозах (в расчете на действующее вещество) 45; 60; 90 кг/га совместно с превоцелом в концентрациях 0,05; 0,50; 1,00; 1,50; 2,00; 3,00 %. Контроль поливали дистиллированной водой. В чашках на поверхности почвы, увлажненной до сметанообразного состояния, раскладывали по четыре мембранных фильтра. На них помещали колонии *Nostoc linckia* и инкубировали в люминостате. Исходную влажность поддерживали с помощью дистиллированной воды.

По сравнению с контролем внесение в почву фосфорных и калийных удобрений незначительно стимулировало рост колоний. Рассчитанные значения коэффициента влияния минеральных удобрений колебались в пределах 1,1—1,3 (табл. 2). Как

и в песчаных культурах, в почве водный раствор превоцела в концентрации 0,05 % вызвал ускорение роста колоний *Nostoc linckia* (К=1,3). Более высокие концентрации (0,50—1,00 %) подавляли развитие тест-организма. В вариантах с концентрацией превоцела 1,5 % рост колоний отсутствовал. Микроколонии, помещенные на мембранные фильтры, в течение всего периода инкубации сохраняли свой естественный цвет, однако увеличения их размеров не происходило. Концентрации 2 % и выше приводили к гибели клеток водорослей. В начальный период инкубации (второй-третий день) клетки обесцвечивались, в дальнейшем наблюдался их лизис.

Эффект совместного внесения превоцела в концентрации 0,05 % и фосфорного удобрения в дозах 45, 60 и 90 кг/га не отличался от действия каждого препарата в отдельности (см. табл. 2). Дозы фосфорного удобрения 45 и 60 кг/га снижали токсичность 1 %-й концентрации превоцела. Добавление в водные растворы превоцела калийных удобрений в целом усиливало его токсичность по отношению к тест-организму.

Для выявления влияния каждого из исследуемых веществ на скорость роста колоний *Nostoc linckia* был проведен двухфакторный дисперсионный анализ. Степень влияния каждого фактора (в данном случае поверхностно-активного вещества и удобрений) и их суммы оценивалась по критерию η^2. Критерий изменяется от 0 до 1. Если влияние изучаемых факторов отсутствует, то $\eta^2=0$. Если все изменения исследуемого объекта обусловлены только действием рассматриваемых факторов, то $\eta^2=1$ [12].

Комментируя результаты двухфакторного дисперсионного анализа (табл. 3), следует отметить, что рост колоний в основном контролировался организованными факторами ($\eta^2=0{,}91$ и 0,95) и в значительно меньшей степени — неучтенными (колебания температуры, неравномерность освещения, неоднородность посевного материала и т. д.). Сила влияния превоцела была большей (0,46), чем минеральных удобрений (0,21 фосфорных, 0,18 калийных).

На основе полученных результатов можно (с некоторой долей допущения) сделать ряд выводов.

Так как внесение фосфорных и калийных удобрений не вызывало резкого увеличения скорости роста колоний тест-организма, то, по-видимому, в почве, использованной для эксперимента, в достаточном количестве находились соединения фосфора и калия, способные усваиваться растениями. Фитотоксичность неионогенного поверхностно-активного вещества превоцела *W-OFP*-100 в некоторых случаях можно снизить с помощью суперфосфата. Применение ПАВ и одновременное внесение в почву калийных удобрений требует предварительной оценки их совместной фитотоксичности в данных конкретных условиях.

Альгологический тест позволяет провести ориентировочную оценку фитотоксичности какого-либо субстрата. Подобная задача возникает при проведении работ по биологической рекультивации различных промышленных отвалов, почв, загрязненных при нефтедобыче, и т. д.

С помощью песчаных культур исследована фитотоксичность вытяжек из грунтов промышленных отвалов Зигазино-Комаровского железно-рудного месторождения и Учалинского горно-обогатительного комбината. В качестве тест-организма использовали *Nostoc linckia*. Отвалы расположены в зоне Башкирского антиклинория, в сложении которых участвуют древние допалеозойские и палеозойские толщи метаморфических структур, складки которых заполнены магматическими породами.

Отвалы действующего Туканского рудника сложены коренными породами, в составе которых преобладают измененные охристые, оруденелые выветривающиеся глинистые сланцы, серицито-хлоритово-кварцевые сланцы и рудные породы бурого железняка. Встречаются также сидеротолиты, магнезит, кальцит, кварц, каолинит, мусковит. Все они характеризуются низким содержанием поглощенных оснований и слабокислой реакцией среды. Старые отвалы (возраст 45 лет) Комаровского месторождения железных руд сложены в основном измененными выветренными сланцами. Верхний горизонт грунтов, слагающих отвал, обладает высокой гидролитической кислотностью при относительно большом содержании поглощенных оснований.

Медно-колчеданные месторождения Восточной Башкирии возникли в результате сложных геологических процессов, происходивших в зоне Магнитогорского мегасинклинория. В ряде мест складчатая структура Магнитогорского мегасинклинория перекрыта мезозойско-кайнозойскими отложениями (глинами, песчаниками и конгломератами). В зоне распространения медно-колчеданных месторождений обследованы отвалы Учалинского горно-обогатительного комбината. Отвалы медно-колчеданных карьеров представляют собой платообразные возвышенности с откосами до 40—45°, обрамленные террасами. В сложении отвалов участвуют скальные плохо выветривающиеся породы, глинистые и песчаные сланцы, легко подвергающиеся разрушению, различные глины. Свойства грунтов отвалов Учалинского горно-обогатительного комбината обусловлены составом вскрышных пород и мелкозема. Последний представляет собой смесь суглинистого материала разных глин (характеристика грунтов приведена по данным лаборатории лесоведения Института биологии Башкирского филиала АН СССР).

Образцы грунтов для анализа отбирали на стационарных участках, заложенных на Туканских, Комаровских и Учалинских промышленных отвалах. Каждый усредненный образец составляли из 20—30 индивидуальных проб. Характеристики участков, где проводили отбор проб, даны в Приложении.

Таблица 3

Результаты оценки силы влияния ПАВ и минеральных удобрений на скорость роста колоний *Nostoc linckia*

Факторы	Сила влияния (η^2)
Превоцел W-OFP-100 и фосфорное удобрение	
Превоцел (А)	0,46
Фосфорное удобрение (В)	0,21
Совместное влияние (АВ)	0,24
Сумма всех организованных факторов (А+В+АВ)	0,91
Шулы (неучтенные факторы)	0,09
Сумма всех факторов	1,00
Превоцел W-OFP-100 и калийное удобрение	
Превоцел (А)	0,46
Калийное удобрение (В)	0,18
Совместное влияние (АВ)	0,31
Сумма всех организованных факторов (А+В+АВ)	0,95
Шулы (неучтенные факторы)	0,05
Сумма всех факторов	1,00

Таблица 4

Показатели фитотоксичности грунтов промышленных отвалов железно-рудных разработок в горно-лесной зоне Башкирского Южного Урала

Отвалы Зигазино-Комаровского железно-рудного месторождения					Отвалы Учалинского горно-обогатительного комбината				
№ образца	$\bar{x}$	y	К		№ образца	$\bar{x}$	y	К	
			А	Б				А	Б
А	17	10	—	—	А	23	4	—	—
Б	18	4	—	—	Б	24	6	—	—
03—82	22	25	1,3	1,2	016—82	21	6	0,9	0,9
04—82	19	25	1,1	1,1	017—82	21	15	0,9	0,9
011—82	17	6	1,0	0,9	018—82	21	7	0,9	0,9
012—82	15	13	0,9	0,8	019—82	П	П	П	П
013—82	18	8	1,1	1,0	020—82	6	70	0,3	0,3
014—82	18	8	1,1	1,0	021—82	19	15	0,8	0,8
015—82	17	8	1,0	0,9	022—82	21	13	0,9	0,9
036—82	19	10	1,1	1,1	023—82	24	15	1,0	1,0
039—82	25	9	1,5	1,4	024—82	21	15	0,9	0,9
040—82	23	17	1,4	1,3	025—82	20	13	0,9	0,8
058—82	27	4	1,6	1,5	026—82	23	11	1,0	1,0
059—82	21	18	1,2	1,2	027—82	П	П	П	П
061—82	16	4	0,9	0,9	028—82	22	15	1,0	0,9
062—82	20	9	1,2	1,1	041—82	21	18	0,9	0,9
					042—82	20	11	0,9	0,8

Примечание. $\bar{x}$ — среднее арифметическое (из восьми повторностей) значение диаметров колоний *Nostoc linckia*, мм, y — коэффициент вариации, %, А — контроль на почвенной вытяжке, Б — контроль на питательной среде, П — колонии водорослей погибли, К — значения коэффициента корреляции, рассчитанные по отношению к контролю.

Вытяжки готовили следующим образом. Один объем грунта заливали четырьмя объемами дистиллированной воды и взбалтывали в течение 20 мин. Суспензию отфильтровывали. Полученной вытяжкой увлажняли песок в чашках Петри и оценивали ее фитотоксичность описанным выше способом.

В качестве контроля использовали питательную среду Бристоль в модификации М. М. Голлербаха и почвенную вытяжку из выщелоченного чернозема с целинного участка.

Результаты исследований, представленные в табл. 4, позволяют сделать следующие выводы.

1. Грунты отвалов Зигазино-Комаровского железно-рудного месторождения не обладают заметной фитотоксичностью. В некоторых случаях водные вытяжки оказали стимулирующее влияние на рост колоний тест-организма.

2. Фитотоксичность отвалов Учалинского горно-обогатительного комбината оказалась также невысокой, хотя и более выраженной по сравнению с Зигазино-Комаровскими отвалами.

3. Из исследованных отвалов глинистые со спланированной и неспланированной поверхностью обладали большей фитотоксичностью по сравнению с щебнистыми и глинисто-щебнистыми. Сильнее она проявлялась на пониженных элементах рельефа глинистых отвалов, куда вымываются токсические вещества с лежащих выше участков.

Например, действие водных вытяжек из образцов 019—82 и 027—82 было губительным для тест-культуры. Образец 019—82 взят на террасе низкого уровня глинистого отвала (см. Приложение). Поверхность участка ровная, лишена растительности, такыровидная. Образец 027—82 взят на отвале, представляющем собой широкое плато второго уровня с невыровненными самосвальными холмиками выветренных глинистых сланцев красного цвета. Отбор проб проведен на пониженных местах между холмиками глинистых сланцев. При культивировании на вытяжках из указанных образцов тест-организм погибал на 3—6-й день. Колонии теряли окраску, размер их не увеличивался. Под микроскопом наблюдали обесцвеченные, мертвые клетки водорослей. Образцы грунтов (018—82 и 021—82) с тех же участков, но с повышенных элементов рельефа характеризовались слабой фитотоксичностью (К=0,9).

4. Степень фитотоксичности зависит и от характера произрастающей на данном участке растительности. Например, водные вытяжки из двух образцов (058—82 и 061—82) с одного и того же участка по-разному влияли на скорость роста колоний. Вытяжка грунтов из-под дернины мха в значительной степени стимулировала (К=1,5; 1,6), а из-под хвойного опада ингибировала (К=0,9; 0,9) рост тест-культуры.

Используемый в данной работе термин «фитотоксичность» подразумевает токсическое действие какого-либо вещества на растительные организмы. Понятие «растительные организмы»

объединяет низшие (водоросли, лишайники) и высшие (мохообразные, папоротникообразные, голосеменные, покрытосеменные) растения. Поэтому экстраполяция результатов, полученных с помощью одного тест-организма, и разработка на их основе каких-либо прогнозов или рекомендаций требуют определенной осторожности.

Результаты, представленные в табл. 4, характеризуют прежде всего токсичность водных вытяжек грунтов с различных участков исследуемых отвалов по отношению к коллекционному штамму почвенной азотфиксирующей синезеленой водоросли *Nostoc linckia*, использованной в качестве тест-организма. С достаточно высокой степенью вероятности их можно экстраполировать на вид *Nostoc linckia*. Однако даже в этом случае следует учитывать, что отдельные экотипы отличаются по своим физиологическим параметрам [14]. По-видимому, полученные результаты приложимы к группе почвенных гетероцистных азотфиксирующих синезеленых водорослей, а также ко всей группировке почвенных синезеленых водорослей. Более осторожно нужно подходить при экстраполяции полученных результатов на все сообщество почвенных водорослей, на низшие и высшие растения.

Альгологический метод, как и любой другой, имеет свои достоинства и недостатки. К последним следует отнести его невысокую точность, трудность подбора тест-организма, специфически реагирующего на каждый исследуемый фактор. К несомненным достоинствам метода относятся простота и доступность. Он позволяет быстро дать ориентировочную оценку фитотоксичности каких-либо химических препаратов, субстратов и т. д. Может использоваться при биомониторинге.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахина Т. И., Штина Э. А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. М.: Наука, 1984.

2. Батюк В. П. Применение полимеров и поверхностноактивных веществ в почвах. М.: Наука, 1978.

3. Кабиров Р. Р. Влияние загрязнения почвы бензином на группировки водорослей // Почвоведение. 1982. № 10. С. 111—112.

4. Кабиров Р. Р., Минибаев Р. Г. Влияние нефти на почвенные водоросли // Почвоведение. 1982. № 1. С. 86—91.

5. Кабиров Р. Р., Хазипова Р. Х., Хазипов Р. Х. Влияние двух неионогенных поверхностноактивных веществ на почвенные водоросли // Теория и практика применения новых методов увеличения нефтеотдачи. Уфа, 1980. С. 138—140.

6. Круглов Ю. В. Экотоксикологическая оценка пестицидов и практические вопросы охраны почв // Бюл. ВНИИ с.-х. микробиологии. 1979. № 32. С. 8—10.

7. Мельников А. И., Сарванова А. Я. Применение водных растворов ПАВ на месторождениях страны // Теория и практика применения новых методов увеличения нефтеотдачи. Уфа, 1980. С. 50—54.

8. Насретдинов М. Н., Максимова Т. Н., Обжелянская Л. Н., Васильев В. В., Ададуров Ю. Н. Вытеснение нефти водными растворами ПАВ // Теория и практика применения новых методов увеличения нефтеотдачи. Уфа, 1980. С. 54—61.

9. Неганова Л. Б., Пасынкова М. Б. Использование водорослей для индикации приемов окультуривания золоотвалов // Растения и промышленная среда. Свердловск, 1976. Вып. 4. С. 771—776.

10. Некрасова К. А. Использование зеленых водорослей в оценке обеспеченности почвы азотом // Ботан. журн. 1969. Т. 54, № 1. С. 118—120.

11. Некрасова К. А. Использование водорослей как индикаторов почвенного плодородия // Методы изучения и практического использования почвенных водорослей. Киров, 1972. С. 257—263.

12. Плохинский Н. А. Биометрия. М.: Изд-во МГУ, 1970.

13. Поверхностно-активные вещества. Справочник. Л.: Химия, 1979.

14. Смирнова М. Н., Жарова Л. Г., Хмелева Н. Н., Ворон В. А. Сравнительное исследование роста и азотфиксации синезеленых водорослей, выделенных из различных местообитаний // Ботан. журн. 1969. Т. 54, № 5. С. 771—776.

15. Штина Э. А., Антипина Г. С., Козловская Л. С. Альгофлора болот Карелии и ее динамика под воздействием естественных и антропогенных факторов. Л.: Наука, 1981.

ПРИЛОЖЕНИЕ

ХАРАКТЕРИСТИКА СТАЦИОНАРНЫХ УЧАСТКОВ НА ОТВАЛАХ ЗИГАЗИНО-КОМАРОВСКОГО ЖЕЛЕЗНО-РУДНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ И УЧАЛИНСКОГО ГОРНО-ОБОГАТИТЕЛЬНОГО КОМБИНАТА, ГДЕ ПРОВЕДЕН ОТБОР ОБРАЗЦОВ

№ образца	Характеристика участка
	Отвалы Зигазино-Комаровского железнорудного месторождения
	Туканский рудник
03—82	Центральная часть небольшого плато. Поверхность мелкощебнисто-глинистая, спланированная. Возраст отвала 40 лет. Общее проективное покрытие травянистой растительности 50%.
04—82	Центральная часть небольшого плато высокого уровня. Поверхность спланированная. Отвал глинистого сланца, возраст менее года. Высшая растительность отсутствует.
011—82	Центральная часть небольшого плато внешнего отвала. Поверхность мелкощебнисто-глинистая, спланированная. Возраст 25 лет. Общее покрытие травянистой растительности 50 %.
012—82	Центральная часть небольшого плато низкого уровня. Отвал глинистого сланца. Поверхность спланирована. Проективное покрытие 20%.
013—82	Центральная часть небольшого плато внешнего отвала. Поверхность ровная, с небольшими повышениями и понижениями. Возраст 45 лет. Проективное покрытие 70 %.
014—82	Центральная часть небольшого плато, окруженного со всех сторон свежей отсыпкой породы. Отвал автомобильный действующий. Высшая растительность отсутствует.
015—82	Центральная часть небольшого плато внешнего отвала. Поверхность спланированная. Отвал используется в качестве выгона для скота. Возраст 35 лет. Проективное покрытие 35 %.
036—82	Терраса III (высокого) уровня. Поверхность мелкощебнистая, спланированная. Возраст менее года. Высшая растительность отсутствует.
039—82	Терраса II уровня. Поверхность мелкощебнистая выровненная. Возраст 15 лет. Проективное покрытие менее 1%.
040—82	Терраса I (низкого) уровня. Поверхность ровная глинистая с редкими глыбами породы средних размеров. Есть пологие повышения и понижения. Возраст 15 лет. Проективное покрытие травянистой растительности менее 1%.
	Комаровский рудник
058—82	Центральная часть широкого плато внешнего отвала. Поверхность мелкощебнисто-глинистая, ровная с пологими повышениями и понижениями. Возраст 45 лет. Проективное покрытие 2%. Пробы взяты из-под дернин мхов.
061—82	Там же. Пробы взяты под кронами сосен.
059—82	Центральная часть широкого плато внешнего отвала. Поверхность мелкощебнисто-глинистая с небольшими пологими повышениями и понижениями. Возраст отвала 45 лет. Общее проективное покрытие травянистой растительности 40%. Пробы взяты в группировках злакового разнотравья.
062—82	Там же. Пробы взяты на участках, лишенных высшей растительности.

Отвалы Учалинского горно-обогатительного комбината

016—82 Северо-западный склон отвала крутизной 40—45°. Отсыпка мелко-, средне- и крупноглыбистого материала поверх глинистого отвала. Общее проективное покрытие травянистой растительности менее 1%.

017—82 Центральная часть широкого плато верхнего уровня. Самосвальная отсыпка породы без выравнивания поверх глинистого отвала. Проективное покрытие 2 %. Пробы отбирали на пониженных элементах рельефа.

018—82 Там же. Пробы отбирали на повышенных элементах рельефа.

019—82 Терраса низкого уровня глинистого отвала. Поверхность ровная, лишенная высшей растительности. Пробы с такыровидных участков.

020—82 Там же. Пробы отбирали на участках, имеющих небольшой уклон.

021—82 Широкое плато второго уровня. Невыровненные самосвальные холмики выветренных глинистых сланцев красного цвета. Проективное покрытие менее 1%. Есть отдельные экземпляры березы бородавчатой, сосны. Пробы взяты на вершинах холмиков.

027—82 Там же. Пробы взяты между холмиками глинистых сланцев.

024—82 Там же. Пробы взяты под кронами берез. Опад практически отсутствовал.

022—82 Северо-восточный склон отвала крутизной 40—45°. Поверхность щебнисто-глинистая с редкими крупными глыбами. Из деревьев преобладает береза бородавчатая. Проективное покрытие 15%. Пробы взяты под кронами берез.

023—82 Там же. Пробы взяты на участках отвала, лишенных высшей растительности.

025—82 Центральная часть широкого плато верхнего уровня. Самосвальная отсыпка глыб среднего и большого размера без выравнивания поверх глинистого отвала. Есть отдельные экземпляры березы бородавчатой. Проективное покрытие травянистой растительности менее 1%. Пробы взяты под кронами берез между глыбами крупного размера.

026—82 Центральная часть широкого плато верхнего уровня. Самосвальная отсыпка желтоцветной глины без выравнивания. Есть отдельные экземпляры березы и сосны. Проективное покрытие травянистой растительности менее 1%. Пробы взяты на вершинах холмиков из желтоцветных глин.

041—82 Там же. Пробы взяты между холмиками желтоцветной глины на уплотненной ровной поверхности.

028—82 Центральная часть широкого плато верхнего уровня. Спланированная мелко- и среднещебнистая поверхность. Общее проективное покрытие травянистой растительности менее 1%. Пробы взяты на участках, лишенных высшей растительности.

042—82 Там же. Пробы взяты в группировках злакового разнотравья.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ОЧЕРКИ ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ 1991

Ю. Л. МЕЛЬЧАКОВ

ГЕОХИМИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В СФЕРЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НИКЕЛЕВОГО КОМБИНАТА

В последние годы активно реализуются программы локального, регионального и глобального мониторинга, задача которого — наблюдение и оценка состояния природной среды под влиянием антропогенных воздействий в целях рационального использования природных ресурсов и охраны окружающей среды [4].

При осуществлении геохимического мониторинга важно сделать правильный выбор показателей антропогенных изменений, учитывая при этом цели исследования и имеющиеся возможности. Для оценки влияния загрязнения атмосферы на функционирование ландшафтов необходимо качественно и количественно оценить миграционный поток «атмосфера — земная поверхность» (наряду с оценкой других миграционных процессов). Безусловно, для нормального функционирования ландшафтов большое значение имеют и отклонения от фоновых концентраций ингредиентов в воздухе. Они очень изменчивы во времени, и контроль за ними предполагает регулярный пробоотбор. К тому же для получения репрезентативных результатов нужна целая сеть постов. Все это создает большие трудности при сборе материала.

Учитывая то обстоятельство, что между концентрациями ряда ингредиентов в воздухе и выпадением их из атмосферы существует прямая зависимость, многие специалисты используют в качестве показателя степени загрязненности атмосферного воздуха модули (величины) атмосферных выпадений на земную поверхность. Известен ряд методических приемов, позволяющих исследовать поток вещества из атмосферы: отбор проб снежного покрова, использование в качестве ловушки аэрозолей липких стекол, фильтров ФПП-15, различных емкостей, наполненных дистиллированной водой, а также пустых с воронками; затем выполняется анализ жидких или твердых сборов на содержание химических элементов.

Так как полученные результаты часто экстраполируют на длительный отрезок времени (например, на год), для большей достоверности выводов желательно время экспозиции естест-

венного планшета (снежного покрова) или искусственного планшета максимально увеличить. Однако это не всегда возможно. В частности, при использовании фильтра ФПП-15 или липких стекол происходит искажение результатов атмосферными осадками.

Думается, что получение данных об атмосферных выпадениях разных форм химических элементов, в частности, водонерастворимых и водорастворимых, даст реальную возможность прогнозировать как дальнейшую миграцию элементов, так и ответную реакцию ландшафтов.

Учитывая вышеизложенное, мы, как и многие специалисты, отдаем предпочтение анализу снежного покрова, проведенному перед началом интенсивного снеготаяния. Этот методический прием, на наш взгляд, имеет еще один положительный момент: определенные в холодный период года величины выпадений более соответствуют реальным, чем в теплый. Хотя зимой и совершаются круговороты вещества «атмосфера — земная поверхность — атмосфера», снежный покров является результирующим объектом исследования аэрального потока и анализ снежного покрова не дает завышенных результатов. В теплое же время года определяемые величины выпадений элементов в разной степени завышены: в большей мере — в безлесных районах, в меньшей — в лесных. Действительно, характерной особенностью миграции многих химических элементов являются круговороты [3], а осадкопылеуловители (или пылеуловители) захватывают почти все аэровзвеси, исключая поток «земная поверхность — атмосфера». К тому же для многих районов в теплое время года очень трудно (или невозможно) определить первичное атмосферное загрязнение — от завода, комбината, ТЭЦ, исключив вторичное — с почвы, автодорог и т. д.

Приводим результаты определения модулей атмосферных выпадений пыли, сульфатной серы и никеля в сфере воздействия Орского (Оренбургская обл.) комбината Южуралникель (НК). Отмеченные ингредиенты — главные для данного типа техногенеза. В качестве фонового был выбран участок, расположенный в 1 км от пос. Иринклинский (60 км к северу от НК).

Мы также попытались доказать реальность экологической опасности от складирования шлака на окраине Орска. В заключение предложен метод экспресс-мониторинга масштабов загрязнения атмосферы пылью.

Физико-географический очерк рассматриваемой территории имеется в ряде работ, среди которых полнотой изложеия выделяется [5].

Методика полевых и лабораторных исследований

Отбор проб снежного покрова в окрестностях Орска был выполнен в конце марта 1988 г. по следующим направлениям: на север 12 км от НК, на восток 13 км (в обоих направлениях,

начиная с 0,5 км, затем — 1; 2 км и т. д.), на юг 2 км, а также в ряде других точек северо-восточного (по отношению к НК) сектора.

Одной из причин повышенного внимания к северо-восточному сектору является то обстоятельство, что сектор, занимая правобережье р. Урала, — водосборный бассейн, поэтому необходимо исследовать вероятную связь между его загрязнением и качеством подрусловых вод, используемых для водоснабжения Орска.

Априори можно предположить, что основная масса поллютантов должна переноситься на восток, следовательно, ареал загрязнения вытянут в восточном направлении от источника эмиссий. Основание — азимут направления вектора равнодействующей энергии ветра [6], рассчитанный для станции Орск, равен 95°. Использование ветроэнергетических характеристик по сравнению с традиционным учетом розы ветров более обоснованно при определении направления преобладающего переноса загрязняющих веществ.

На каждой точке было отобрано по два снежных керна, на некоторых от 1 до 5. Использовали снегоотборник — пластмассовую трубу с заслонкой. Снежные керны помещали в один (общий для точки) полиэтиленовый пакет. Довольно большая площадь отбираемого керна (100 см^2) и объединение кернов способствовали некоторому осреднению проб. Нижнюю часть кернов отбрасывали. Пакеты взвешивали, измеряли глубину снежного покрова. Снегомерная съемка участков площадью 1 га с параллельным отбором семи проб была выполнена примерно в 7 км к северу от НК и в фоновом районе. Также были взяты на анализ семь проб в 0,5 км к северу от НК. Всего отобрано 56 проб снежного покрова.

В лаборатории снеговые воды были профильтрованы через бумажный фильтр «синяя лента» (диаметр пор 1—2,5 мкм). Разница в массе использованного фильтра и предварительно взвешенного чистого показала массу пыли. Применение фильтров позволило отфильтровать не менее 80—90 % (по массе) всей атмосферной взвеси, заключенной в снеговых водах. На фильтре оседала также часть фракции атмосферного аэрозоля <1 мкм, так как при фильтровании поры фильтра частично забиваются. Поэтому ошибка в определении нерастворимой пыли должна быть меньше 10—20 % [11]. Пыль была проанализирована на никель и другие металлы.

В фильтрате наряду с другими ингредиентами определены сульфат-ион и никель соответственно весовым и колориметрическим методами.

Результаты исследования

Рассчитанные нами модули атмосферных выпадений, как мы считаем, является более информативным показателем атмосферного загрязнения, чем концентрации ингредиентов в снеговых

водах. Модули атмосферных выпадений составляют приходную часть баланса вещества какого-либо района, ясно показывают техногенную нагрузку. Пространственное распределение модулей атмосферного потока элементов дает более реальную картину химического загрязнения, чем пространственные изменения концентраций. В некоторых случаях сама тенденция изменения интенсивности явления в пространстве определяется по-разному в зависимости от использованного показателя, так как полученные нами модули атмосферных выпадений — это произведение концентраций элемента на запас влаги; концентрации и запасы влаги не связаны между собой.

Формы нахождения химических элементов [3] имеют исключительно важное значение для дальнейшей миграции. Применяемая нами для отделения взвешенных частиц от раствора фильтрация дает две формы: условно нерастворимую и условно растворимую. Первая состоит в основном из сравнительно грубодисперсных нерастворимых частиц с некоторым количеством субколлоидных, коллоидных, возможно, — растворимых соединений, вторая — из истинно растворимых веществ и некоторого количества высокодисперсных, коллоидных и субколлоидных частиц [8].

Соотношение этих двух форм у различных элементов при разных типах техногенеза различно. Во многих случаях водорастворимые формы имеют небольшой удельный вес, однако их потенциальная угроза экосистемам и здоровью людей значительна прежде всего из-за того, что они вездесущи, как и вода. Следствием атмосферных выпадений водорастворимых форм элементов является повышение их концентраций в почвах, трофических цепях, при определенных условиях — в подземных водах, в атмосферном воздухе.

Модули атмосферных выпадений водорастворимого сульфат-иона

В 0,5 км от НК модули равны 74—45 кг/га (соответственно к востоку и северу от источника загрязнения). Фоновой модуль (15 кг/га) превышен здесь в 4,9—3 раза. В 2 км к северу и востоку модули резко уменьшаются до 9 и 10 кг/га соответственно, далее, модули существенно варьируют относительно фонового уровня. Очень значительное возрастание модулей наблюдается в 5 км к востоку — 75 кг/га и в 9 км к северу — 50 кг/га. Приведенные значения иногда даже превосходят соответствующий показатель в 0,5 км от НК.

При анализе изменений модулей SO_4^{2-} надо учитывать следующее. Существует несколько источников SO_4^{2-}, обнаруженного в атмосферных осадках Урала [13]. В районе, прилегающем к НК, сульфат-ион, очевидно, прежде всего производный от SO_2, который выбрасывается из труб в огромных количествах. Хими-

ческий состав сульфат-содержащих веществ, образовавшихся из SO_2, различен, и они могут быть представлены сульфатом аммония $(NH_4)SO_4$ или его кислыми формами, например $(NH_4)_3H(SO_4)_2$ [14], в виде серной кислоты [2]. Для аэрозолей, отобранных в штате Нью-Йорк, получено прямое подтверждение быстрого окисления диоксида серы до серной кислоты в облачных каплях, что является основным процессом при окислении SO_4 в нижней тропосфере [15]. Таким образом, на интенсивность образования и осаждения SO_4^{2-} влияет интенсивность химических превращений SO_2.

Резкое возрастание модулей осаждения SO_4^{2-} в 0,5 км от НК мы объясняем следующим образом. Здесь выпадают наиболее крупные аэрозоли серной кислоты, образовавшиеся практически сразу после выброса из труб сернистого газа, он окисляется в каплях воды, сконденсировавшейся из воздуха при понижении температуры. Но надо отметить, что приведенный факт возрастания модулей SO_4^{2-} вблизи места эмиссии двуокиси серы не соответствует обобщенным литературным данным [10].

Образование отмеченного ранее второго пика модулей, возможно, связано с тем, что на определенных расстояниях процессы образования сульфатов, а затем и их выпадения достигают максимума.

Модули атмосферных выпадений водорастворимого никеля

Максимальные модули установлены в 0,5 км от НК: 448—630 г/га (соответственно к востоку и северу от источника эмиссии). Здесь отмечено превышение фонового модуля (18 г/га) в 25—35 раз. Столь значительных модулей на исследованной площади нет. За пределами полукилометровой зоны определенной тенденции изменения модулей не установлено. В северо-восточном секторе на наиболее удаленных от НК участках не отмечено уменьшения загрязнения. Напротив, в 13 км к востоку от НК модуль равен 93 г/га, что выше соответствующих значений на более близких расстояниях. В северном направлении заметное возрастание модуля до 105 г/га определено в 10 км.

Мы сочли целесообразным определить средние модули выпадений водорастворимых сульфатной серы и никеля в секторе зоны радиусом 13 км от НК (исключая модули в 0,5 км от НК) и отдельно в секторе полукилометровой зоны. Основания: 1) отсутствие определенной тенденции изменения модулей за пределами 0,5 км зоны; 2) учет последующих путей миграции ингредиентов после начала интенсивного снеготаяния: перемешивание снеговых вод из разных мест приводит к существенному осреднению концентраций элементов в водах, поэтому в по-

Таблица 1

Атмосферные выпадения водорастворимых веществ за зимний период 1987—88 гг.

Район	SO_4^{2-} (средний модуль), т/км²	SO_4^{2-} (всего), т	Ni (средний модуль), кг/км²	Ni (всего), кг
С-В сектор зоны влияния НК (радиус 13 км, площадь 133 км²)	1,8	240,0	5,0	663,0
С-В сектор зоны влияния НК (радиус 0,5 км, площадь 0,2 км²)	5,95	1,2	53,9	10,8
Всего на площади 133,2 км²	—	241,2	—	673,8
Фон (площадь 133,2 км²)	1,5	199,8	1,8	239,8

верхностные водотоки, почвы, а затем и в подземные воды поступают смешанные воды; 3) в целом равнинный характер местности.

Оперируя средними значениями, оценили суммарное загрязнение обследованной площади (табл. 1). Экстраполировав полученные результаты, мы рассчитали модули атмосферных выпадений за один год в зону радиусом 13 км: SO_4^{2-} — 2316 т, Ni — 6,47 т.

На наш взгляд, интересные выводы можно сделать на основании сопоставления величин выбросов ингредиентов в атмосферу (здесь и ниже использованы данные за 1986 г.— средние за пять лет) и их выпадений в зоне, прилегающей к источнику загрязнения. В пересчете на S, выбросы НК составляют 84 тыс. т в год, а выпадения серы в 13-километровую зону — 771 т, т. е. 0,91 % от этой величины. Выбросы водорастворимого никеля равны 7,9 т в год; 82 % никеля выпадает в рассматриваемой зоне.

Очевидно, что протяженность атмосферной миграции двух ингредиентов принципиально различная: практически вся масса серы выносится за пределы рассматриваемой зоны, загрязняя огромные площади, а большая часть водорастворимого никеля оседает внутри этой зоны. О том, насколько протяженна атмосферная миграция серы, можно судить по тому, что только время жизни двуокиси серы относительно процесса окисления в среднем равно 70 ч [10].

Видимо, в большинстве случаев можно определить ущерб, наносимый экосистемам и здоровью людей от аэротехногенных водонерастворимых веществ как меньший, чем от водораствори-

мых (при прочих равных условиях). Однако их инертность относительна. Они, хотя и медленно, выщелачиваются главным образом в теплое время года атмосферными осадками и поверхностными водами. По всей вероятности, интенсивность выщелачивания сильно изменяется во времени: при повышении концентраций серной кислоты в дождевой воде и высоких температурах выщелачивание максимально. Небольшая часть нерастворимых в воде металлов переходит в водорастворимые: при взаимодействии оксидов металлов, носителями которых являются аэрозоли, с растворами серной кислоты образуются сульфаты металлов, легко растворимые в воде.

Модули атмосферных выпадений водонерастворимых пыли и никеля

Анализ пространственного распределения модулей пыли и никеля в зоне влияния НК доказывает тесную корреляцию между ними. Резкое возрастание модулей отмечено в 0,5 км от НК, где фоновые значения по пыли (17 кг/га) и никелю (0,131 кг/га) сильно превышены: пыли — в 71—143 раза (1200—2435 кг/га), никеля — в 135—260 раз (17,6—34,1 кг/га). Внутри полукилометровой зоны модули существенно различаются: они возрастают в восточном направлении примерно в 2 раза. Это объясняется направлением преобладающего переноса вещества и барьерным влиянием горы, у подошвы которой и определялись модули.

За пределами полукилометровой зоны установлено существенное варьирование модулей. Фоновые значения ингредиентов значительно превышены на всей обследованной площади северо-восточного сектора.

Так же, как и при анализе модулей водорастворимых соединений, мы определили средние величины атмосферных выпадений водонерастворимых пыли и никеля и общее загрязнение территории (табл. 2).

За один год в зону радиусом 13 км выпадает 27290 т пыли, в том числе 205,4 никеля. НК выбрасывает в атмосферу 42,5 тыс. т/в год пыли, в том числе 790 т в год никеля, следовательно, основная масса техногенной пыли (64 %) и существенная — никеля (26 %) оседает внутри рассматриваемой зоны.

Не располагая данными по водной миграции веществ, мы тем не менее предполагаем, что основная часть водонерастворимых соединений депонируется в почве и на ее поверхности. Исходя из этого мы оценили накопление техногенной пыли в 13-километровой зоне за 50-летний период функционирования НК: около 1,4 млн т, в том числе более 10 тыс. т никеля. Только в полукилометровой зоне накопилось примерно 17,5 тыс. т пыли, в том числе почти 250 т никеля.

Таким образом, сама промплощадка НК и примыкающая к ней зона является вторичным источником загрязнения. Отходы

Таблица 2

Атмосферные выпадения водонерастворимых веществ за зимний период 1987—88 гг.

Район	Пыль (средний модуль), т/км²	Пыль (всего), т	Ni (средний модуль), т/км²	Ni (всего), т
С-В сектор зоны влияния НК (радиус 13 км, площадь 133 км²)	21,1	2806,3	0,157	20,881
С-В сектор зоны влияния НК (радиус 0,5 км, площадь 0,2 км²) . . .	181,8	36,4	2,587	0,517
Всего на площади 133,2 км²	—	2842,7	—	21,398
Фон (площадь 133,2 км²)	1,7	226,4	0,013	1,745

в виде пыли, шлака, известняка выщелачиваются атмосферными осадками, техногенные растворы инфильтруются в грунты и поступают в подземные воды.

Часть отходов поднимается и переносится ветром, усиливая первичное атмосферное загрязнение. Вероятно, происходит скачкообразная миграция загрязняющих веществ. С учетом того, что лишь одно из направлений ветра за многолетний период господствует, можно предположить, что происходит в целом однонаправленное перемещение техногенных веществ — на восток. Отсюда следует, на наш взгляд, важный вывод о том, что при сохранении существующего режима работы НК зона загрязнения расширяется. Вероятно, это положение имеет не узко специфический, а общий характер. В лесных районах аккумуляция части отходов производства, поступивших аэральным путем, происходит на кронах деревьев, и часть атмосферных выпадений может снова вовлечься в атмосферную миграцию; процесс расширения зоны загрязнения идет медленнее, чем в безлесных районах.

Вблизи крупных предприятий обычно складируются различные отходы; НК — поставщик огромного количества шлака. Сначала под шлакоотвалы использовалась площадка, примыкающая к комбинату и к р. Урал, что, видимо, было самым дешевым вариантом складирования шлака. Новый шлакоотвал расположен в 4 км от НК. Использовав фондовые материалы и собственные наблюдения, мы сделали следующие оценки. Шлакоотвалы содержат примерно 100 млн т шлака, занимая площадь 5 км². Основная часть соединений находится в относительно инертной форме, водорастворимые соединения составляют небольшую часть. Но абсолютные величины запасов этих соеди-

нений весьма велики: HCO_3^- — 27,5, Ca^{2+} — 7,9, SO_4^{2-} — 1,2, Mg^{2+} — 0,6, $K^+ + Na^+$ — 0,9 тыс. т.

По нашему мнению, происходит интенсивное выщелачивание химических элементов и, как следствие,— загрязнение природной среды, носящее отнюдь не узко локальный характер. В климатических условиях Орска на поверхность шлакоотвалов ежегодно выпадает 1,5 млн м³ осадков, основная часть которых впитывается. Выщелоченные химические соединения инфильтруются в грунты, при этом частично сорбируются глинистыми частицами, выпадают в осадок, частично поступают в подземные воды. Вынос выщелоченных соединений за пределы шлакоотвалов происходит и за счет миграции их ручьями. Основное направление перемещения подземных и поверхностных вод — к р. Урал. Усиление интенсивности выщелачивания происходит в половодье, когда старый шлакоотвал подтапливается.

Нами установлено, что один лишь обследованный родник со средним дебитом в теплое время года 0,21 л/с, засыпанный шлаком, выносит за пределы шлакоотвала за год 2,5 т солей, в составе которых SO_4^{2-} — 912, Cl^- — 192, Ni — 1,3 кг. Вероятно, значительная часть этих масс солей выщелочена из шлака.

При выборе места строительства водозабора подземных вод для нужд города недалеко от старого шлакоотвала, ниже по течению р. Урал, не учитывались последствия такого соседства. Подземные воды способны разбавлять некоторые техногенные добавки без заметного ухудшения качества, но до определенного предела.

Можно резюмировать, что загрязнение природной среды в результате складирования шлака — реальность. Отведение под шлакоотвал новых площадей, даже при тщательной проработке этого вопроса,— неперспективный путь. Мы считаем, что руководству НК надо изучить возможность широкомасштабной утилизации шлака. Видимо, если нет возможности и необходимости извлечения полезных компонентов из шлака (а в нем содержится Mg — 7—10 %, Al — 3—5 %), то использование шлаков для нужд народного хозяйства [1, 9, 12] улучшит экологическую обстановку в Орске и даст прибыль НК.

Для оценки пространственных параметров загрязнения атмосферным путем можно использовать и визуальные наблюдения. В частности, в условиях слабопересеченного рельефа, в безлесных районах, можно сделать интересные выводы, наблюдая за динамикой схода снежного покрова. В конце марта 1989 г. мы отметили, что в степи, при приближении к НК (в 3—4 км от него), появились первые проталины, а еще через 0,5—1 км снежный покров почти полностью сошел. Таким образом, довольно резко выделилась двух-трехкилометровая зона вокруг НК. Накапливающаяся за зимний период в снеге пыль изменяет его альбедо (отражательную способность), что и приводит к более раннему таянию снега. В черте города сплошного схода снежного

покрова не наблюдалось, что обусловлено различной инсоляцией. Следовательно, в сходных физико-географических условиях в короткий промежуток времени можно обследовать окрестности промышленных предприятий и сделать ориентировочные выводы о масштабах загрязнения атмосферы пылью. По мере продвижения к северу границы схода снежного покрова подобный экспресс-мониторинг целесообразно выполнить в других районах.

Таким образом, можно заключить, что приведенные в статье результаты доказывают необходимость дальнейшего геохимического мониторинга в сфере воздействия никелевого производства.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Багров Б. О. Использование отходов цветной металлургии при производстве бетонов // Цветная металлургия. 1986. № 9. С. 37—38.
2. Брюханов П. А., Крюков Е. В., Назаров И. М., Рябошапко А. Г. Оценка переноса двуокиси серы и сульфатов на территории СССР // Тр. ИПГ. М., 1980. Вып. 41. С. 14—21.
3. Вернадский В. В. Очерки геохимии. М.: Наука, 1983.
4. Географический энциклопедический словарь // М.: Советская энциклопедия, 1986.
5. Геохимия ландшафтов Юго-Восточного Зауралья. Л.: Изд-во ЛГУ, 1966.
6. Глазовский Н. Ф. Ландшафтно-геохимическое значение глубокого подземного стока в аридных областях СССР: Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. М., 1984.
7. Глобальный биогеохимический цикл серы и влияние на него деятельности человека. М.: Наука, 1983.
8. Жигаловская Т. Н., Назаров И. М., Фридман Ш. Д., Ренне О. С. Исследование выпадений аэрозолей при дальнем переносе загрязняющих веществ // Метеорология и гидрология. 1980. № 4. С. 47—51.
9. Пахомова Г. А. Развитие безотходного производства на Побужском никелевом заводе // Цветная металлургия. 1986. № 9. С. 33—34.
10. Рябошапко А. Г. Атмосферный цикл // Глобальный биогеохимический цикл серы и влияние на него деятельности человека. М., 1983. С. 170—253.
11. Учватов В. П., Глазовский Н. Ф. Миграция свинца в системе пылевые аэрозоли — растительность — речная взвесь // Почвоведение. 1983. № 7. С. 41—48.
12. Чернявский И. Я., Быков В. А. Использование шлаков цветной металлургии для производства утяжелителей магистральных нефтегазопроводов // Цветная металлургия. 1986. № 9. С. 39.
13. Черняева Л. Е., Черняев А. М., Могиленских А. К. Химический состав атмосферных осадков (Урал и Приуралье). Л.: Гидрометеоиздат, 1978.
14. Brosset C. Water — soluble sulphus compounds in aerosols // Atmos. Environ. 1978. V. 12. P. 25—38.
15. Ferec R., Lazzus A., Winchester U. Electron microscopy of acidic aerosols collected over the north-eastern United States // Atmos. Environ. 1983. V. 17. P. 1545—1561.

УДК 574.042

Опыт оценки мутагенности природной среды, загрязненной промышленными выбросами. Любашевский Н. М., Бахтиярова М. Ф., Рязанова Л. А. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

На трех объектах: домовой мыши, дрозофиле и горохе посевном показана мутагенность выбросов алюминиевых заводов в натурном и лабораторных экспериментах. Исследована мутагенность фтора как основного токсического компонента выбросов, отмечено снижение его мутагенности в присутствии соединений кальция. Обсуждается модифицирующее влияние условий среды на проявление мутагенного эффекта фтора.

Табл. 3. Ил. I. Библиогр. 16 назв.

УДК 591.5+616—006 677.51

Изучение патогенного влияния техногенного загрязнения окружающей среды асбестом и другими промышленными минеральными пылями с помощью экспериментальных моделей. Ванчугова Н. Н., Медведский Е. А., Фраш М. В., Караулов А. В., Фраш В. Н. Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Для выявления возможного онкогенного действия асбеста, загрязняющего окружающую среду (воду и воздух), разработана модель «асбестового» рака желудка и изучена возможность его трансплацентарного действия. Установлены отчетливые патологические изменения как при хроническом воздействии асбеста на ЖКТ, так и при его трансплацентарном действии. Сравнение доз асбеста, использованных в эксперименте, с дозами, влияющими на человека в виде загрязнений окружающей среды (на основе суммарных поглощенных доз), свидетельствует об их сопоставимости. Сделан вывод о возможном создании экспериментальных моделей для изучения биологических эффектов ПМП, являющихся антропогенными загрязнителями окружающей среды.

Табл. 2. Библиогр. 21 назв.

УДК 504.75.05

Биологические маркеры в репродуктивной токсикологии: определение фертильности у самцов мышей. Мамина В. П. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Представлены биологические маркеры, которые могут быть использованы в репродуктивной токсикологии при определении фертильности самцов мышей. К ним относятся сперматогенез (продолжительность отдельных стадий цикла, цитоморфология сперматогенных клеток, индекс релаксации, показатель резерва спермиогенеза), коэффициент жизнеспособности сперматогенных клеток, спермограмма, инкреторные клетки семенника, гонадотропные гормоны (лютеинизирующий, фолликулостимулирующий и пролактин), доминантно-летальные мутации, микроядра в сперматидах. Обсуждаются вопросы об унификации методических подходов, разработке новых, наиболее информативных методов исследования.

Библиогр. 10 назв.

УДК 577.39 : 612 : 591.1

Индивидуальная изменчивость радиочувствительности и скелетного метаболизма радионуклидов. Стариченко В. И., Григоркина Е. Б. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

В целях разработки подхода к прогнозированию индивидуальной дозовой нагрузки и реакции организма на нее при хроническом облучении остеотропными радионуклидами представлены результаты по радиочувствительности после острого тотального гамма-облучения (критерий выживаемости и количественные показатели кроветворения) и данные по кинетике и скелетному распределению стронция-90 у четырех линий лабораторных мышей.

Табл. 2. Ил. 5. Библиогр. 21 назв.

УДК 575.2 : 591.1 : 591.4

К оценке генеза индивидуальной изменчивости скелета мышей. Стариченко В. И., Васильева И. А., Васильев А. Г. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Вклад генотипической и средовой составляющих в изменчивость некоторых фенотипических признаков скелета оценен на основе допущения, что высокоинбредные линии мышей, имеющих близкий генотип, могут быть аппроксимированы генотипу отдельной особи. Изучены межлинейные различия по ряду размерных показателей (длине лобной кости, резцового отверстия и др.) и встречаемости 26 альтернативных «пороговых» признаков (отверстий для сосудов и нервов, дополнительных выростов и др.). О роли факторов среды судили по сдвигам количественных показателей тех же признаков скелета у потомства мышей, подвергнутых во время беременности стрессирующим воздействиям, а также воздействию некоторых гормонов и ингибиторов. Полученные расчетным путем максимальные фенетические дистанции пороговых признаков между подопытными группами на порядок величин меньше межлинейных, т. е. ведущая роль в генезисе изученных скелетных показателей принадлежит генотипу, в то время как действие среды, опосредованное через организм матери, проявляется в относительно меньшей степени.

Табл. 3. Ил. 2. Библиогр. 27 назв.

УДК 502.55 : 003+663.4

Особенности минерального обмена мелких млекопитающих в среде, трансформированной техногенным фтором. Мокроносов А. А., Любашевский Н. М. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Обсуждаются результаты использования эндокринно-метаболического метода диагностики фторной патологии для оценки функционального состояния мелких млекопитающих в условиях техногенного загрязнения. Определены значения диагностического критерия для животных разных видов. Показаны видовые, половые, возрастные различия в реакциях системы минерального обмена на техногенный фтор. Обнаружено модифицирующее влияние фтора на накопление металлов костной тканью животных.

Табл. 3. Ил. 4. Библиогр. 8 назв.

УДК 574.24 : 591+577.121.7

Использование холодового стресса для оценки состояния популяций техногенно загрязненных территорий. Чибиряк М. В. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

При изучении реакции животных чистых и загрязненных техногенным фтором территорий (воздействие острой холодовой нагрузки на потребление кислорода и температуру тела) выделены три группы риска по степени угнетенности обменных процессов. Данный метод, подкрепленный исследованиями половозрастной структуры, позволяет оценить состояние популяции и изменения, возникающие по мере удаления от источника загрязнения.

Табл. 3. Ил. 3. Библиогр. 9 назв.

УДК 591.525 : 599.323.4 : 502.57

Изменение пространственного распределения тундровых грызунов в антропогенных условиях. Данилов А. Н. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Показано, что при изменении поверхности тундры, нарушениях почвенного покрова, вызванных движением транспорта, возникает значительное количество убежищ для грызунов. Это приводит к концентрации зверьков на поврежденных территориях, причем численность животных в данных местообитаниях в несколько раз превосходит таковую на ненарушенных участках тундры. Интенсивное строительство транспортных коммуникаций приводит к перераспределению грызунов в трансформированных биотопах. Высказывается предположение о необходимости учитывать изменения в населении животных при проведении рекультивации.

Табл. 2. Библиогр. 9 назв.

УДК 591:597. 6/9—II

Особенности функционального состояния возбудимых тканей остромордой лягушки в условиях урбанизации. Вершинин В. Л., Терешин С. Ю. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Рассмотрена возможность использования физиологического состояния нервных и мышечных тканей амфибий для экспресс-оценки состояния популяций в условиях различного уровня урбанизации. Результаты физиологических исследований сопоставлены с данными, полученными на популяционном уровне традиционными зоологическими методами.

Ил. 3. Библиогр. 15 назв.

УДК 574. 042 : 591. I

О влиянии техногенного загрязнения на репродуктивные показатели птиц. Поленц Э. А., Бельский Е. А. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Обсуждаются предварительные результаты двухлетней работы по изучению изменчивости параметров яиц и успешности гнездования двух видов птиц в зоне влияния медеплавильного завода. Показано достоверное уменьшение размеров и массы яиц с ростом загрязнения территории. Успешность гне-

здования заметно убывает у стен завода за счет уменьшения плодовитости самок, увеличения эмбриональной смертности и ухудшения качества укрытий для гнезд.

Табл. 4. Библиогр. 13 назв.

УДК 574. 4 : 504. 054

О влиянии техногенных эмиссий фтора на животное население почвы. Воробейчик Е. Л. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Рассмотрены трасформации животного населения почвы и подстилки лесов Среднего Урала и Восточной Сибири, происходящие под действием техногенных эмиссий фторсодержащих соединений. При сильной нагрузке происходит резкое уменьшение обилия мезофауны; при умеренной нагрузке регистрируются существенные изменения структуры комплексов педобионтов за счет подавления сапрофагов. Слабое воздействие плохо отличимо от фона по параметрам обилия и структуры населения из-за высокой вариабельности показателей.

Табл. 2. Ил. 2. Библиогр. 9 назв.

УДК 574. 24:630. 42

О липопероксидационном механизме повреждения хвои сосны атмосферными фторсодержащими промышленными выбросами. Бабушкина Л. Г., Глумова В. А., Наумова Л. А., Новоселова Г. Н., Марина Н. В., Степнова И. П., Суменкова Т. Н., Симонова Л. И. // Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

На популяционном уровне показана зависимость между накоплением фтора в хвое, снижением уровня хлорофилла, каратиноидов, активности пероксидазы, повышением содержания продуктов липопероксидации. Установлено, что высокие концентрации фтора подавляют антиокислительную систему, синтез липидов, стимулируют процессы липопероксидации, которые могут быть одним из механизмов деструкции клеточных мембран и хлорофилла. Высказано предположение, что в основе газоустойчивости растений лежит состояние антиокислительной системы регуляции перекисного окисления липидов мембран, а также состояние липидного метаболизма клетки.

Табл. 1. Библиогр. 21 назв.

УДК 634. 0. 425

Особенности использования пигментного аппарата хвои сосны в качестве индикатора промышленных загрязнений. Фарафонтов М. Г. //Очерки по экологической диагностике. Свердловск, УрО АН СССР, 1991.

Представлены результаты по определению концентрации хлорофилла и морфологических повреждений хвои сосны в зоне воздействия медеплавильного завода. Рассмотрены закономерности изменения содержания хлорофилла *a* и *b* хвои первого и второго года в градиенте техногенной нагрузки. Даны рекомендации по использованию показателя содержания пигментов в хвое сосны в качестве индикатора техногенных нарушений.

Табл. 4. Ил. 1. Библиогр. 11 назв.

УДК 628. 394.

Анализ распределения техногенных элементов в водоемах промышленной зоны Урала. Лугаськов А. В., Мокроносов А. А. //Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Проведен анализ воды, костной ткани рыб и высшей водной растительности на содержание фтора и ряда техногенных металлов. Наибольшее накопление техногенных элементов отмечено у плотвы, а также в погруженных водных растениях. У рыб максимальные коэффициэнты накопления выявлены по цинку. В водных макрофитах аккумулируются преимущественно железо и марганец. Уровень накопления фтора у рыб выше, чем в водных растениях. Установленные концентрации техногенных элементов в воде и гидробионтах в настоящее время можно рассматривать как фоновые для многих уральских прудов и водохранилищ.

Табл. 3. Ил. 1. Библиогр. 9 назв.

УДК 574. 042

Возможности использования культур почвенных водорослей при проведении экологической экспертизы. Кабиров Р. Р. //Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Представлены результаты тестирования водных вытяжек грунтов промышленных отвалов, а также некоторых поверхностно-активных веществ при помощи водорослей. Показана зависимость фитотоксичности почв от характера произрастающей растительности. Обсуждаются принципы экстраполяции полученных результатов на все сообщество почвенных водорослей.

Табл. 4. Библиогр. 15 назв. Приложение.

УДК 550. 46:502. 7

Геохимический мониторинг в сфере воздействия никелевого комбината. Мельчаков Ю. Л. //Очерки по экологической диагностике. Свердловск: УрО АН СССР, 1991.

Приведены результаты определения модулей атмосферных выпадений пыли, сульфатной серы и никеля в сфере воздействия никелевого комбината. Рассмотрена экологическая опасность размещения шлакоотвала на окраине крупного города. Предложен метод экспресс-мониторинга пылевого загрязнения атмосферы.

Табл. 2. Библиогр. 15 назв.

СОДЕРЖАНИЕ

Любашевский Н. М., Бахтиярова М. Ф., Рязанова Л. А. Опыт оценки мутагенности природной среды, загрязненной промышленными выбросами 3
Ванчугова Н. Н., Медведский Е. А., Фраш М. В., Караулов А. В., Фраш В. Н. Изучение патогенного влияния техногенного загрязнения окружающей среды асбестом и другими промышленными минеральными пылями с помощью экспериментальных моделей . . . 10
Мамина В. П. Биологические маркеры в репродуктивной токсикологии: определение фертильности у самцов мышей 17
Стариченко В. И., Григоркина Е. Б. Индивидуальная изменчивость радиочувствительности и скелетного метаболизма радионуклидов 21
Стариченко В. И., Васильева И. А., Васильев А. Г. К оценке генеза индивидуальной изменчивости скелета мышей 31
Мокроносов А. А., Любашевский Н. М. Особенности минерального обмена мелких млекопитающих в среде, трансформированной техногенным фтором 40
Чибиряк М. В. Использование холодового стресса для оценки состояния популяций техногенно загрязненных территорий 49
Данилов А. Н. Изменение пространственного распределения тундровых грызунов в антропогенных условиях . . . 55
Вершинин В. Л., Терешин С. Ю. Особенности функционального состояния возбудимых тканей остромордой лягушки в условиях урбанизации 60
Поленц Э. А., Бельский Е. А. О влиянии техногенного загрязнения на репродуктивные показатели птиц . . 68
Воробейчик Е. Л. О влиянии техногенных эмиссий фтора на животное население почвы 75
Бабушкина Л. Г., Глумова В. А., Наумова Л. А., Новоселова Г. Н., Марина Н. В., Степанова И. П., Суменкова Т. Н., Симонова Л. И. О липопероксидационном механизме повреждения хвои сосны атмосферными фторсодержащими промышленными выбросами 82
Фарафонтов М. Г. Особенности использования пигментного аппарата хвои сосны в качестве индикатора промышленных загрязнений 88
Лугаськов А. В., Мокроносов А. А. Анализ распределения техногенных элементов в водоемах промышленной зоны Урала 95
Кабиров Р. Р. Возможности использования культур почвенных водорослей при проведении экологической экспертизы 101
Мельчаков Ю. Л. Геохимический мониторинг в сфере воздействия никелевого комбината . . 115

ОЧЕРКИ
ПО ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

Рекомендовано к изданию
Ученым советом
Института экологии растений и животных
и НИСО УрО АН СССР
по плану выпуска 1991 г.

Редактор С. С. Гаврилова
Художник М. Н. Гарипов
Технический редактор Е. М. Бородулина
Корректор Н. В. Каткова

НИСО № 198(89)—1717. Сдано в набор 1.02.91. Подписано в печать 15.07.91. Формат 60×90 1/16. Бумага газетная. Гарнитура литературная. Печать высокая. Усл. печ. л. 8,5. Уч.-изд. л. 9,5. Тираж 600. Заказ № 52.
Цена 2 р. 90 к.

620008, Свердловск, ГСП-511, ул. 8-е Марта, 202.
Институт экологии растений и животных УрО АН СССР.
Типография изд-ва «Уральский рабочий». Свердловск, пр. Ленина, 49.