АКАДЕМИЯ
НАУК СССР
УРАЛЬСКОЕ
ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА

СВЕРДЛОВСК

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

СВЕРДЛОВСК 1990

УДК 591.5+502.5

Животные в условиях антропогенного ландшафта: Сб. науч. трудов. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Сборник посвящен проблемам зооиндикации и экологического мониторинга. Даны результаты многолетних исследований влияния антропогенных факторов на популяционные особенности массовых в Уральском регионе видов беспозвоночных, амфибий, мышевидных грызунов. Приведены показатели, удобные для эффективного осуществления мониторинга за состоянием среды.

Сборник рассчитан на широкий круг биологов — экологов, зоологов, студентов биологических факультетов.

Ответственный редактор
кандидат биологических наук **В. Л. Вершинин**

Рецензент
доктор биологических наук **Л. Н. Добринский**

Ж $\frac{21008—1618—143(88)}{055(02)7}$ — ПВ 1990 © УрО АН СССР, 1990

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

О. А. ПЯСТОЛОВА

НЕКОТОРЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЗООЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ НА УРАЛЕ

В последние годы резко возросли интересы человека к проблемам экологии. И это не случайно. Все возрастающая хозяйственная деятельность стала причиной многообразных и не всегда желательных изменений среды обитания практически всех населяющих ее организмов. Появилась возможность, а иногда и неизбежность различных нарушений в структуре и функции популяций и биоценозов (Шварц, 1973; Соколов, Ильенко, 1978). Нередко такие нарушения вызывают изменения видового состава. Своеобразный характер принимает динамика численности. Происходит изменение всех популяционных параметров, играющих важную роль в популяционном гомеостазе.

Уральский промышленный регион относится к зоне наивысшего уровня хозяйственной освоенности с максимальной степенью нагрузки на природу (Лопатина, 1983). Интенсивное развитие металлообрабатывающей, металлургической, горнодобывающей промышленности, а также нефтехимии и энергетики — мощный техногенный фактор, оказывающий негативное влияние на окружающую среду. Только отходы медеплавильных предприятий Урала поражают в разной степени ландшафты на площади, равной примерно 100 тыс. га, а полностью лишены естественного почвенно-растительного покрова 2—2,5 тыс. га (Лукьянец, Шилова, 1979). Поэтому проблема защиты окружающей среды — одна из актуальных на Урале.

В настоящее время не вызывает сомнения, что контроль за состоянием природной среды является важнейшей составной частью хозяйственной деятельности, направленной на освоение и использование природных ресурсов для обеспечения жизнедеятельности человека. Однако при создании системы контроля возникает ряд проблем, связанных с получением объективной информации о состоянии и направлении происходящих в природе изменений, без которых реализация каких-либо практических мер по защите невозможна. Назрела необходимость всестороннего анализа биоценозов Урала, подверженных техногенному загрязнению.

Хорошо разработанные в настоящее время методы определения концентрации токсических соединений в воздухе, воде, почве не позволяют оценить состояние живых организмов, подверженных антропогенному воздействию. Совершенно очевидно, что для оптимизации создавшейся ситуации окончательный критерий допустимых концентраций тех или иных веществ могут дать только тщательные и квалифицированные биологические исследования, проводимые как в природе, так и в лабораторных условиях.

В настоящее время общепризнанным способом контроля негативных последствий загрязнения окружающей среды является мониторинг популяций. Контроль за их экологическими параметрами дает возможность выявить и оценить изменения, происходящие в результате антропогенных воздействий. Однако для разработки методик ранней диагностики экологически значимых антропогенных воздействий и прогнозирования возможных изменений необходим подбор так называемых видов-индикаторов.

До последнего времени этот вопрос оставался далеким от решения, хотя хорошо известно, что живые организмы — наиболее реактивная часть сложных природных экосистем. Кроме того, физико-химический мониторинг проводится через определенные промежутки времени, и это не всегда позволяет уловить происходящие в природе изменения. Биологические объекты это исключают (Криволуцкий, 1985). Использование их в качестве биоиндикаторов позволит выявить не только степень и интенсивность воздействия того или иного загрязнителя, но и проследить динамику загрязнения экосистемы во времени и пространстве. Поэтому важнейшими задачами наших исследований, цель которых — организация зоологического контроля в регионе в рамках экологического мониторинга, являются: обоснованный подбор индикаторных видов, поиск критериев оценки состояния популяций в техногенных ландшафтах и исследование зависимости «доза — время — эффект».

Сложность комплексной оценки состояния животного населения в условиях динамики антропогенных воздействий неизбежно приводит к необходимости избирательного подхода в организации зоологического контроля за состоянием природной среды. В этой связи наибольшее значение приобретают те экологические и систематические группы животных, которые характеризуются массовостью в природе, доступностью для оперативной оценки и диагностики, реагентными и индикаторными свойствами. Исходя из этого в качестве объектов исследования мы использовали три группы живых организмов: почвенные беспозвоночные, земноводные и мелкие млекопитающие на территориях, урбанизированных и подверженных загрязнению выбросами предприятий Минцветмета. В качестве контрольных фоновых территорий использованы Висимский и Ильменский заповедники, лесопарковые зоны крупных городов.

Выбор в качестве объектов исследования перечисленных групп животных неслучаен. С одной стороны, почва — среда обитания многих живых существ, и все происходящие в ней изменения сказываются на ее обитателях. С другой, обилие почвенных животных, их большое видовое разнообразие, сложная структура сообществ, роль в почвообразовательных процессах и высокая чувствительность к различным факторам позволяют использовать их в качестве биологических индикаторов состояния среды (Хотько и др., 1982). Земноводные — удобный объект для мониторинга, так как их численность в местах обитания достаточно велика и они обладают наибольшей чувствительностью к загрязнениям среди позвоночных животных. Кроме того, амфибии в течение всей жизни привязаны к сравнительно небольшой по площади территории. Продолжительность их жизни достигает 5—12 лет, что позволяет изучить эффекты аккумулирующего действия различных загрязнителей. Земноводные — консументы I, II, III порядков — выполняют связующую функцию между трофическими звеньями водных и наземных экосистем (Гаранин, 1977).

Экспериментальные исследования (с использованием различных химических соединений) и наблюдения на урбанизированных и техногенных территориях показали, что эмбриональные и личиночные стадии развития амфибий могут быть использованы в качестве индикаторов состояния природной среды (Бугаева, 1983; Вершинин, 1982). Характерные изменения, происходящие у амфибий в течение постэмбрионального развития, осуществляющиеся путем метаморфоза, легко поддаются качественному и количественному учету без применения дорогостоящих приборов. Отмечена их высокая чувствительность к присутствию микроэлементов в воде (Шварц, 1954). Ткани и органы взрослых животных избирательно концентрируют различные элементы (Шарыгин, 1980) и хлорорганические соединения (Жукова, Кубанцев, 1980). И еще один очень важный момент: они доступны не только для проведения наблюдений в природе, но и чрезвычайно удобны для лабораторных экспериментальных исследований.

Виды мелких млекопитающих как модельный объект зоологического контроля удовлетворяют критерию обилия. Они достаточно просто (без сложной техники и затрат) отлавливаются, не перемещаются на большие расстояния, имеют широкое распространение, активны в течение всего года, достаточно четко отражают накопление металлов. Биология и экология многих обитающих на Урале видов хорошо изучены (Большаков, 1972).

В результате проведенных исследований установлено, что наиболее приемлемы для ведения зоологического контроля на территории Уральского региона из числа почвенных беспозвоночных представители семейств Lumbricidae (дождевые черви), Elateridae (щелкуны и их личинки), класса Myriapoda (много-

ножки). Показано, что по мере увеличения степени загрязнения почвы происходят обеднение видового состава, неравномерность распределения беспозвоночных, снижение их численности и биомассы (вплоть до полного исчезновения перечисленных представителей мезофауны).

Анализ материала, полученного в зоне действия медеплавильного комбината, показал, что общая численность беспозвоночных на участке, удаленном на 15 км от источника эмиссии, была в 39,6 и 40,7 раза, а биомасса в 225 и 248 раз больше, чем на расстоянии 1,5 и 2,5 км соответственно. Отмечено неравномерное, мозаичное распределение беспозвоночных животных на участках, расположенных в непосредственной близости от источника выбросов, о чем свидетельствуют высокие коэффициенты вариации исследуемых показателей. На участках, удаленных на различное расстояние от медеплавильного комбината, доминировали различные группы животных (наибольшее число — на расстоянии 15 км). Дождевые черви, личинки жуков-щелкунов (проволочников), многоножки наблюдались на расстоянии не менее 6 км от комбината. Таким образом, перечисленные параметры исследованных животных могут быть использованы при определении границ импактной зоны.

Полевые исследования популяций мелких млекопитающих выявили в качестве модельных два вида: *Microtus arvalis* (обыкновенная полевка) и *Clethrionomys glareolus* (рыжая полевка). Оба вида — доминирующие, имеют широкое распространение. Результаты исследований, проведенных в зоне влияния выбросов медеплавильного производства, показали, что, например, численность рыжей полевки в заповедной (контрольной) зоне в 5 раз выше, чем в загрязненной. Однако показатель видового разнообразия на территории, подверженной влиянию медеплавильного производства, в 3,2 выше, чем в контроле. Также отмечена тенденция к увеличению плодовитости и участию в размножении самок рыжей полевки в загрязненной зоне. Одновременно у прибылых самок этого вида наблюдалось снижение эмбриональной смертности (Лукьянова, 1988).

Кроме перечисленных экологических параметров для оценки состояния популяций мелких млекопитающих были использованы цитологические показатели. Эпителий роговицы покровной ткани глаза, непосредственно соприкасающейся с загрязняющими среду веществами, выполняет защитную функцию. Динамика митотической активности эпителия оказалась хотя и трудоемким, но достаточно информативным показателем. По данным Э. З. Гатиятуллиной и др. (1988), у зверьков, отловленных в 4—5 км от источника эмиссии, она значительно ниже, чем у контрольных животных (составила соответственно $32{,}32 \pm 6$ и $50{,}22 \pm 6$ при уровне достоверности 0,05). Также показано, что подавление клеточного деления находится в зависимости от физиологического состояния животных. Выявлено значительное

количество патологических митозов у животных из загрязненной зоны по сравнению с контрольными: 11,8 и 7,4 % соответственно.

Биология и экология некоторых видов амфибий, обитающих на территории Урала, достаточно хорошо изучены. К числу таких видов относятся *Rana arvalis* (остромордая лягушка) и *Rana temporaria* (травяная лягушка), их мы использовали в качестве биологических индикаторов. Провели наблюдения в природе и в лаборатории за реакциями остромордой лягушки на ранних этапах онтогенеза на различные загрязнители.

В настоящее время мы располагаем практически полными данными по распределению амфибий на территории города и прилегающих к нему зеленых зон, их видовому составу и динамике численности. Установлены изменения в генетической и пространственной структуре группировок амфибий, возникающие на основе специфики динамики численности личинок и сеголеток в условиях деградации растительных сообществ, разрушения и загрязнения мест обитания и пространственной изоляции. Выявлены основные закономерности трансформации батрахокомплекса в условиях прогрессирующей урбанизации. Показано увеличение (в десятки раз) частот морфологических аномалий (Вершинин, 1982, 1987).

Изучение действия отдельных химических соединений (фенола, сульфата меди, сульфата натрия, хлористого натрия) — наиболее часто встречающихся компонентов антропогенных загрязнений, а также сырой нефти в условиях лабораторного эксперимента позволило выявить некоторые особенности их влияния на ранние этапы онтогенеза амфибий. Обнаружен ряд однотипных специфических реакций, в результате которых происходят: возрастание эмбриональной смертности; снижение массы тела и увеличение ее вариабельности; удлинение сроков развития; увеличение средних размеров гепатоцитов и их ядер при одновременном снижении цитоядерного соотношения; появление гигантских гепатоцитов; возрастание уровня обмена веществ у метаморфизировавших животных и интенсивный расход энергетических резервов в процессе метаморфического климакса амфибий. У опытных животных (по сравнению с контрольными) увеличивается процент аномалий, патологий, уродств. Обнаружена прямая зависимость исследованных в эксперименте параметров от концентрации используемых в опыте веществ.

Суммируя данные первого этапа исследований (см. таблицу), можно утверждать, что для получения объективной информации о популяциях живых организмов, находящихся под антропогенным воздействием, целесообразно использовать комплекс видов-индикаторов, относящихся к различным группам животных. Их структурно-функциональные изменения следует изучать по комплексу параметров. При этом необходимо учитывать влияние среды не только на дифинитивных животных, но и на

Тест-организмы и показатели, рекомендуемые для использования в системе зоологического контроля природной среды

Таксон	Показатель
	Почвенные беспозвоночные
Lumbricidae	Видовое разнообразие
Elateridae	Численность
Myriapoda	Биомасса
	Распространение по территории
	Мелкие млекопитающие
Clethrionomys glareolus	Видовое разнообразие
Microtus arvalis	Численность
	Прирост численности
	Эмбриональная смертность
	Митотическая активность в тканях
	Хромосомные аномалии
	Земноводные
Rana arvalis	Видовой состав
Rana temporaria	Численность
	Генетическая и пространственная структура
	Эмбриональная смертность
	Морфологические аномалии
	Темп роста и развития личинок
	Размеры гепатоцитов, их ядер
	Цитоядерное соотношение
	Содержание липидов
	Уровень обмена

ранние этапы их развития. Именно в этот период организм оказывается наиболее чувствительным к различным повреждающим факторам. Параллельное проведение лабораторных экспериментов поможет определить предельно допустимые нормы различных токсических соединений в экосистемах.

Таким образом, наряду с физико-химическим контролем природной среды необходимо осуществление зоологического мониторинга. Его применение в системе экологического мониторинга даст возможность более раннего выявления наиболее уязвимых звеньев биогеоценоза, поможет разработать методику ранней диагностики антропогенных воздействий и прогнозировать будущее экосистем.

Представленная схема зоологического контроля, основанная на изучении разного уровня организации животных, не завершена. Необходимо продолжать исследования по ее совершенствованию. В дальнейшем предусматривается: расширение перечня индикаторных видов, их систематизация по отношению к различным загрязнителям; использование видов и групп животных не только широко распространенных, доминирующих, но и редких, роль которых в трофических цепях существенна, а также представителей фауны, не изменяющихся при воздействии загрязнений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Большаков В. Н. Пути приспособления мелких млекопитающих к горным условиям. М.: Наука, 1972. 198 с.

Бугаева Е. А. Влияние антропогенных факторов на рост, развитие и выживаемость личинок остромордой лягушки (*Rana arvalis* Nilss.). Дис. ... канд. биол. наук. М., 1983.

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

Вершинин В. Л. Влияние изоляции на встречаемость морфологических аберраций у амфибий города // Экологические системы Урала: изучение, охрана, эксплуатация. Свердловск, 1987. С. 11.

Гаранин В. И. О месте амфибий и рептилий в биогеоценозах антропогенного ландшафта // Вопросы герпетологии. Л., 1977. Вып. 4. С. 63—64.

Гатиятуллина Э. З., Оленев Г. В., Пястолова О. А. Исследование цитогенетического эффекта техногенного загрязнения среды в популяциях мышевидных грызунов в связи с их физиолого-функциональным состоянием // Экология популяций. Новосибирск, 1988. С. 85—86.

Жукова Т. И., Кубанцев Б. С. Различия в состоянии гонад озерной лягушки в зависимости от степени антропогенных воздействий на среду их обитания // Антропогенные воздействия на природные комплексы и экосистемы. Волгоград, 1980. С. 51—56.

Криволуцкий Д. А. Почвенная фауна — биоиндикатор радиоактивных загрязнений // Радиоэкология почвенных животных. М., 1985. С. 5—51.

Лопатина Е. Б. Пространственный анализ интегральной антропогенной нагрузки // Региональный экологический мониторинг. М., 1983. С. 24—28.

Лукьянец А. И., Шилова И. И. Ландшафтно-экологическое зонирование территорий, подверженных воздействию дымо-газовых выделений медеплавильных предприятий Урала // Человек и ландшафты. Свердловск, 1979. С. 28—31.

Лукьянова Л. Е., Лукьянов О. А. Влияние промышленных загрязнений на популяции грызунов // Грызуны: Тез. докл. VII Всесоюз. совещ. Свердловск, 1988. Т. III. С. 29—30.

Соколов В. Е., Ильенко А. И. Развитие исследований по радиоэкологии животных в СССР // Радиоэкология позвоночных животных. М. 1978. С. 3—9.

Хотько Э. И., Ветрова С. Н., Матвеенко А. А., Чумаков Л. С. Почвенные беспозвоночные и промышленные загрязнения. Минск: Наука и техника, 1982. 262 с.

Шарыгин С. А. Содержание микроэлементов в организме остромордой лягушки // Вид и его продуктивность в ареале. Вильнюс, 1980. С. 78—80.

Шварц С. С. Влияние микроэлементов на животных в естественных условиях рудного поля // Труды биохимической лаборатории. Свердловск, 1954. Т. 10. С. 76—81.

Шварц С. С. Экологические основы охраны биосферы // Вестн. АН СССР. 1973. Вып. 9. С. 35—45.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

В. Л. ВЕРШИНИН

УРОВЕНЬ РЕКРЕАЦИОННОЙ НАГРУЗКИ И СОСТОЯНИЕ ПОПУЛЯЦИЙ СИБИРСКОГО УГЛОЗУБА

Сибирский углозуб — *Salamandrella keyserlingii* Dybowski E.— вид, имеющий огромный ареал, простирающийся от Горьковской области до Сахалина. В естественных условиях он приурочен к лесным массивам с затененными холодными и чистыми водоемами. Решающие факторы в жизни этого вида — свет, температура и влажность. Освещенность имеет большое значение для углозуба. Он предпочитает затененные участки (Ищенко, 1961); при длительном вынужденном пребывании на солнце становится вялым, отрыгивает пищу и вскоре погибает, а при температуре около 27 °С погибает и в тени (Определитель ..., 1977).

Сибирский углозуб (как типично лесной вид) плохо переносит трансформацию мест обитания под действием антропогенных факторов. Распространение его обычно ограничивается лесопарковой зоной городов (Вершинин, 1980), где численность может быть весьма значительной (Топоркова, 1977). В сравнительно небольшом водоеме ($S \sim 60$ м^2) иногда насчитывается до 319 икряных мешков (Вершинин, Топоркова, 1981). Именно массовые, широкоареальные виды перспективны для использования их в экологическом мониторинге.

Материал собирали с 1977 по 1988 г. в пригороде Свердловска, а в 1980, 1988 гг.— в городском сосновом бору Челябинска. Учитывали количество икряных мешков в период размножения и яиц в одном мешке. С 1977 по 1983 г. исследовали морфологию взрослых животных, а в 1980—1981 гг.— сеголеток. Проводили также мечение сеголеток для учета численности новой генерации. Всех взрослых животных и основную часть сеголеток после мечения и повторных отловов выпускали. Учитывали встречаемость морфологических аномалий среди взрослых особей и сеголеток. В 1981, 1987 гг. проводили сбор данных по некоторым гидрохимическим особенностям нерестовых водоемов (анализы проб выполнены в УралНИИВХ, сотрудникам которого приносим искреннюю благодарность).

Количество икряных мешков сибирского углозуба и их плот-

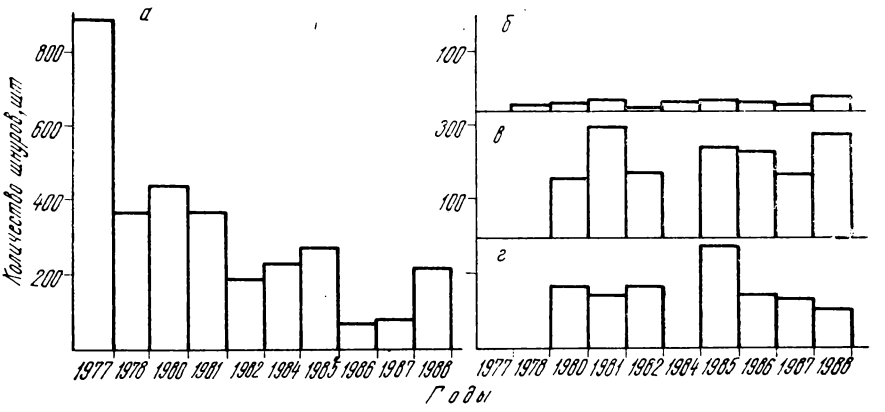


Рис. 1. Динамика количества шнуров икры в популяциях сибирского углозуба пригорода Свердловска.

Здесь и на рис. 2, 3: *а* — Шарташский лесопарк, *б* — в р-не ул. Самолетной, *в* — Калиновские разрезы, *г* — контрольный участок.

ность достигают максимальных значений в лесопарковой зоне (рис. 1). За последние 5 лет наблюдений максимальная плотность шнуров с икрой составляла в лесопарке 3,6 за городом — 1,3 экз./м^2 водной поверхности. Высокую плотность кладок в водоемах лесопарковой зоны можно объяснить нехваткой пригодных для размножения мест. В трех (из четырех исследуемых) популяциях количество шнуров икры колебалось около определенных средних значений, характерных для каждой из них. В популяции же углозуба из Шарташского лесопарка с 1978 г. наблюдали закономерное снижение числа шнуров, т. е. и количества размножающихся животных (в 1977 г. было учтено 875 шнуров, а в 1986 г. зафиксировано минимальное за все годы наблюдений количество — 61, что составило 6,9 % от уровня численности 1977 г.). По данным В. Г. Ищенко (1968), численность популяции сибирского углозуба в районе Шарташского лесопарка, размещающегося на площади, равной примерно 0,3 км^2, была 2—2,5 тыс. особей с максимальной плотностью до 10 животных на 1 м^2. Масштаб изменений, происшедших в Шарташской популяции, несоизмерим с популяционными флуктуациями численности по годам. За последние 10 лет площадь этого лесопарка существенно не изменялась, но значительно возросла рекреационная нагрузка в связи с интенсивным жилищным строительством в непосредственной близости от него. Уровень загрязнения водоемов здесь наибольший уже давно (в сравнении с другими лесопарками и контролем; рис. 2), что подтверждается отсутствием принципиальных различий в загрязнении маслами и нефтепродуктами в 1981 (Вершинин, 1985) и 1987 гг.

Плодовитость — одна из важнейших характеристик популяции, определяющая способность к воспроизводству в течение длительного времени. У земноводных, потомство которых в значительной степени зависит от абиотических факторов, большое количество яиц в кладке компенсирует высокую смертность личинок и эмбрионов на ранних стадиях развития. У ряда видов бесхвостых амфибий отмечено увеличение числа икринок в кладках при ухудшении условий в результате антропогенного изменения среды (Аврамова, 1978). Известно, что плодовитость земноводных определяется как размерами, так и возрастом производителей (Ищенко, 1978). На сибирском углозубе показано (Бикбаева, 1987), что плодовитость скоррелирована с размерами самок ($r = +0{,}61$; $t_z = 3{,}79$). Установлено, что содержание жира в организме, количество гликогена в печени и общая калорийность влияют на число икринок в кладке амфибий (Аврамова и др., 1977).

Плодовитость сибирского углозуба в различных частях ареала значительно варьирует: в окрестностях Якутска среднее количество икринок в кладке — 112 (Ларионов, 1976), на Сахалине — 80 (Басарукин, Боркин, 1984), в Пермской области — $143 \pm 6{,}8$ (Болотников и др., 1977). По данным В. Г. Шагаевой с соавторами (1981), среднее количество икринок в шнуре в Талицкой популяции углозуба (Свердловская обл.) составляет 85 ± 14. По нашим данным, плодовитость сибирского углозуба в популяции лесопаркового пояса Челябинска — $68{,}8 \pm 2{,}3$ икринки на один шнур. Многолетние учеты числа яиц в шнуре в популяциях из пригорода Свердловска показали, что эта величина неодинакова и колеблется год от года около значений, характерных для каждой конкретной популяции. В популяции углозуба, обитающего в лесопарке, было обнаружено закономерное снижение среднего количества икринок в шнуре — со 102 в 1977 г. до 63,3 в 1981 г., после чего число яиц стало флуктуировать около другой средней величины (табл. 1).

Для этой же популяции, по данным за 1959—1965 гг. (Ищенко, 1968), среднее количество икринок в кладке составляло 208 шт. (максимум — 250). По нашим данным, оно в 1977 г. равнялось соответственно 198,2 (228), а в год с минимальной плодовитостью (1986) — 112,1 (187) шт. Изменение средней длины тела самок по годам (табл. 2) не существенно и достоверно не связано с изменением среднего числа яиц в шнуре ($r = +0{,}22$;

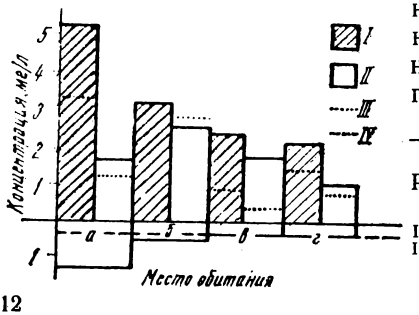


Рис. 2. Уровень загрязнения нерестовых водоемов, 1987 г.

I — содержание масел, II — нефтепродуктов, III — уровень 1981 г., IV — уровень ПДК по свинцу.

Таблица 1

Динамика среднего количества яиц в шнуре сибирского углозуба, шт.

Год	Район обитания							
	Шарташ (лесопарк)	*n*	Ул. Самолетная	*n*	Калиновские разрезы	*n*	Загородный участок	*n*
1977	102±5,8 / 79—121	11	Нет свед.					
1978	97±7,5 / 32—149	28	91±4,8 / 55—133	10	Нет свед.	—	61±1,4 / 60—62	2
1980	79,5±3,3 / 20—120	39	92,9±4,5 / 74—120	11	64,9±3,3 / 32—80	16	67,6±2,7 / 34—91	25
1981	63,3±3,4 / 0—198	44	66,7±5,5 / 30—125	27	67,3±2,4 / 38—138	68	60,6±2,9 / 28—87	34
1982	68,4±3,9 / 18—119	33	114±12,9 / 111—117	2	77,8±4,8 / 48—107	16	76,7±4 / 46—107	22
1984	74,9±3 / 6—170	126	55,7±3,6 / 31—134	21	Нет свед.			
1985	81,8±5,1 / 0—145	27	89,2±5,1 / 31—137	28	76,5±3,2 / 48—116	32	65,7±3,9 / 32—104	32
1986	55,4±4,6 / 4—94	27	90,5±14,7 / 62—117	4	59,8±2,4 / 27—84	40	71,8±5,8 / 33—119	18
1987	69,5±3,8 / 12—116	35	77±7,8 / 55—96	6	55,7±2,7 / 18—92	34	60,3±2,3 / 36—81	34
1988	71,3±2,9 / 18—129	63	81,6±4,1 / 53—121	20	62,3±3,5 / 21—109	32	62,2±3,3 / 32—100	28

Примечание. Здесь и в табл. 2: в числителе — среднее, в знаменателе — пределы количества яиц и количества шнуров.

Таблица 2

Динамика средней длины тела взрослых особей в популяциях пригорода Свердловска, мм

Год	Особь			
	Самцы	*n*	Самки	*n*
Шарташский лесопарк				
1977	59,8±1,3 / 55—63	6	54,7±2,3 / 45—62	6
1978	58,1±0,7 / 52—70	42	59,4±1,3 / 38—80	49
1980	58,5±2,7 / 35—68	11	57,0±3,5 / 38—68	8
1981	54,7±2,3 / 45—62	6	57,1±2,8 / 38,5—68	11
1982	51,3±15,2 / 40,5—62	2	53,5±8,8 / 40,5—65,5	3
1983, осень	57,9±0,7 / 40,5—78,5	105	56,4±1 / 45,5—69,5	72
В р-не ул. Самолетной				
За все годы (суммарная)	61,6±0,9 / 58—67	4	57,8±3,9 / 55—60,5	2
Калиновские разрезы				
То же	59,4±1,1 / 45,5—69,5	32	55,2±1,7 / 41,5—65,4	17
Загородная популяция				
То же	57,6±0,9 / 52,5—63,5	19	55,6±1,2 / 46,0—67	21

$t_z = 0{,}38$). К сожалению, мы не располагаем материалами по изменению средней длины тела производителей в других изучавшихся популяциях, поэтому для трех последних районов обитания приведены суммарные данные за 1980—1981 гг.

Снижение плодовитости сибирского углозуба в Шарташской популяции, по-видимому, носит необратимый характер. Оно положительно ($r = +0{,}78$; $t_z = 3{,}48$) скоррелировано с падением количества мешков икры, которое отражает сокращение численности размножающихся животных. Отмеченный процесс, по всей вероятности, аналогичен изменениям, происходящим в воспроизводстве рыб при антропогенном воздействии. Ускоряются темпы воспроизводства младших возрастов, а темпы размножения старших замедляются в связи с увеличением энергозатрат. При сильном ухудшении условий среды отмечена массовая резорбция икры (Кошелев, 1988).

Пределы изменчивости количества яиц в мешке в популяциях лесопаркового пояса оказались шире, чем в загородной популяции (соответственно 0—198 и 28—119 суммарно за все годы наблюдений). Такое различие в амплитуде изменчивости, вероятно, отражает негативные изменения в группе производителей, так как наряду со снижением плодовитости отмечено появление шнуров с необычно малым количеством яиц — 4—6 (Вершинин, 1982) или даже пустых шнуров (см. табл. 1); диаметр их в набухшем состоянии 3—5 мм. Частота встречаемости мешков с количеством яиц меньше 20 колеблется от 0,37 до 3,2 % (в 1985, 1986 гг. соответственно). В загородной популяции минимальное количество икринок — 28. Доля таких шнуров невелика, но указанная тенденция сохраняется в течение значительного промежутка времени и наиболее ярко выражена в деградирующей Шарташской популяции с увеличивающимся уровнем антропогенного воздействия. По-видимому, этот признак может свидетельствовать о повышенных энергозатратах производителей в ухудшающихся условиях среды, так как обследование популяции сибирского углозуба, обитающего в городском сосновом бору Челябинска, дало сходные результаты: количество икринок в шнуре здесь изменяется в пределах от 4 до 154 (1980, 1988 гг.) при среднем $68{,}9 \pm 2{,}3$ ($n = 70$).

Суммарно за все годы наблюдений для каждой из популяций подсчитана степень асимметрии кладок, вычислявшаяся путем деления меньшего числа икринок в одном из мешков на большее в другом мешке кладки (Басарукин, Боркин, 1984). Оказалось, что в Шарташской популяции отмечается тенденция к увеличению доли асимметричных кладок (с различием между шнурами более 30 %) до 16,2 против 10,2—11,7 % в других популяциях пригорода Свердловска (рис. 3). Различия между мешками могут достигать 89—100 % (когда один из шнуров не содержит яиц или содержит аномально низкое их количество). В абсолютном выражении максимальная разница составляет 93 икринки.

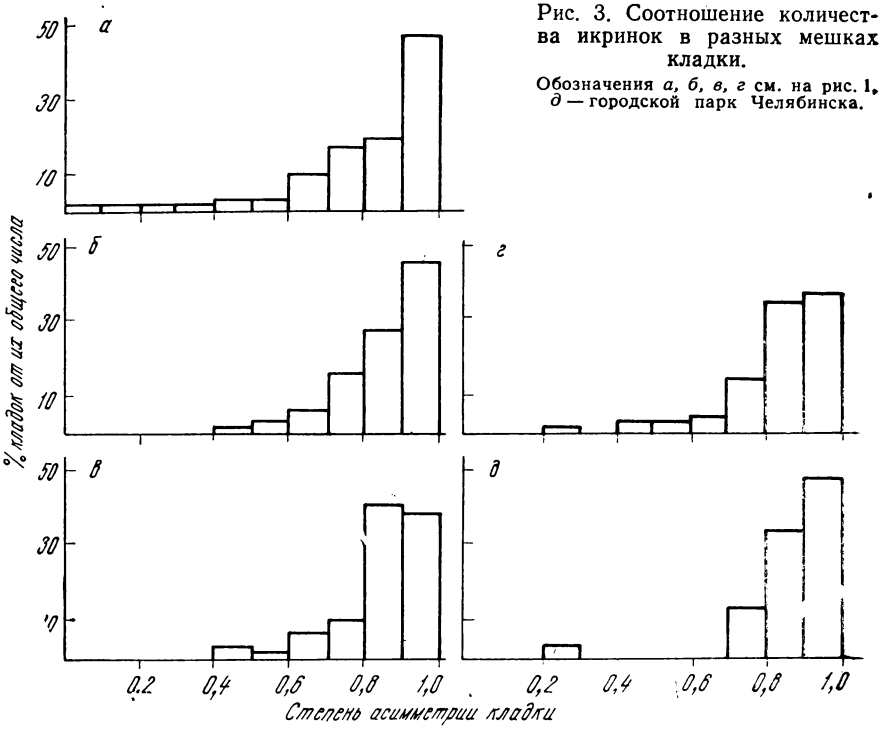


Рис. 3. Соотношение количества икринок в разных мешках кладки.

Обозначения *а, б, в, г* см. на рис. 1, *д* — городской парк Челябинска.

Для углозубов с Сахалина (Басарукин, Боркин, 1984) различия между шнурами доходят до 45 % (1—34 икринки). В Талицкой популяции максимальное различие — 39 яиц (Шагаева и др., 1981). Повышение величины асимметрии можно рассматривать как сигнальную информацию о том, что определенные изменения в состоянии популяции уже происходят и при дальнейшем ее возрастании могут возникнуть и более существенные необратимые изменения (Захаров, 1987).

Встречаемость морфологических аномалий (у взрослых животных асимметричные поли-, олиго-, клино- и синдактилии, необычные пигментные пятна, реже — полимелии; у сеголеток — поли- и олигодактилии) в различные годы значительно варьирует в разных популяциях — от 0 до 17,4 %. Аномалии среди сеголеток отмечены лишь в Шарташской популяции: в 1980 г.— 2,7 (n=147), 1981 г.— 1 % (n=91). Выживаемость сеголеток к моменту метаморфоза по разным водоемам варьировала от 0,38 до 18,1 % и в среднем для Шарташской популяции составляла 1,5 %. Это довольно высокая цифра, так как, по данным В. Т. Тагировой (1979), до метаморфоза доживает 0,5 % животных.

Морфологические аномалии у взрослых особей сибирского уг-

Таблица 3

Встречаемость морфологических аномалий у взрослых особей сибирского углозуба, % от общего числа

Район обитания	Встречаемость			
	Суммарная	*n*	Максимальная	*n*
Шарташский (лесопарк)	7,3	334	17,4	23
В р-не ул. Самолетной	16,6	6	16,6	6
Калиновские разрезы . .	5,9	51	10,7	28
Загородный участок . .	11,4	44	11,7	34

лозуба связаны в значительной степени с аномальной регенерацией конечностей, повреждаемых в период брачных игр (Басарукин, Боркин, 1984), в Сахалинских популяциях они колеблются от 13 до 31 %. В популяциях, изучавшихся нами, суммарный процент аномалий среди половозрелых особей колеблется от 5,9 до 16,6 % (табл. 3). Наличие аномальной регенерации, связанной с травмами в брачный период, значительно может изменять картину встречаемости аномалий, сложившуюся в процессе онтогенеза. Она, на наш взгляд, отражает уже возникшие нарушения стабильности индивидуального развития при наличии еще достаточно высокого уровня выживаемости, хотя максимальный (отмечавшийся за все годы) уровень встречаемости морфологических аномалий у взрослых особей для каждой из популяций совпадает с уровнем загрязнения. Известно, что в ряде случаев изменения химизма среды приводят к увеличению доли аномальной регенерации (Zavanella et al., 1984).

Таким образом, сибирский углозуб, распространенный в лесных экосистемах пригородов и высокочувствительный к трансформации среды вид, может быть использован в экологическом мониторинге для диагностики ранних стадий нарушения внешне еще благополучных экосистем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Аврамова О. С. Пространственно-экологическая обусловленность репродукционных особенностей полуводных амфибий // Структурно-функциональные особенности естественных и искусственных биогеоценозов. Днепропетровск, 1978. С. 184—185.

Аврамова О. С., Бобылев Ю. П., Булахов В. Л. Влияние различных биохимических показателей организма на репродуктивные особенности амфибий // Вопросы герпетологии. Л., 1977. Вып. 2. С. 4—5.

Басарукин А. М., Боркин Л. Я. Распространение, экология и морфологическая изменчивость сибирского углозуба *Hynobius keyserlingii* на острове Сахалин // Тр. Зоологического института АН СССР. Л., 1984. Т. 124. С. 12—54.

Бикбаева Э. В. Плодовитость и размеры икры сибирского углозуба // Экологические системы Урала: изучение, охрана, эксплуатация. Свердловск, 1987. С. 8.

Болотников А. М., Шураков А. И., Хазиева С. М. О видовом составе, границах распространения и плодовитости амфибий Пермской области // Вопросы герпетологии. Л., 1977. Вып. 3. С. 39—40.

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

Вершинин В. Л., Топоркова Л. Я. Амфибии городских ландшафтов // Фауна Урала и Европейского Севера. Свердловск, 1981. С. 48—56.

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

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.

Захаров В. М. Асимметрия животных (популяционно-фенетический подход). М.: Наука, 1987. 216 с.

Ищенко В. Г. Некоторые вопросы биологии сибирского углозуба // Тезисы III Всесоюзной научной конференции молодых ученых-биологов. М., 1961. Ч. 1. С. 52.

Ищенко В. Г. О численности сибирского углозуба на Среднем Урале // Оптимальная плотность и оптимальная структура популяций животных. Свердловск, 1968. С. 56—57.

Ищенко В. Г. Динамический полиморфизм бурых лягушек фауны СССР. М.: Наука, 1978. 148 с.

Кошелев Б. В. Особенности адаптивных преобразований популяций, кинетика рыбных сообществ и изменение индивидуального развития особей в разных условиях обитания // Экология популяций. Новосибирск, 1988. Ч. 2. С. 159—161.

Ларионов П. Д. Размножение сибирского углозуба в окрестностях Якутска // Зоол. журн. 1976. Т. 55, № 8. С. 1259—1261.

Определитель земноводных и пресмыкающихся фауны СССР / Банников А. Г., Даревский И. С., Ищенко В. Г. и др. М.: Просвещение, 1977. 418 с.

Тагирова В. Т. Биологические особенности сибирского углозуба в Приамурье // Охрана и рациональное использование флоры и фауны Нижнего Приамурья и Сахалина. Хабаровск, 1979. С. 122—130.

Топоркова Л. Я. Влияние деятельности человека на распространение амфибий // Вопросы герпетологии. Л., 1977. Вып. 2. С. 204—205.

Шагаева В. Г., Семенов Д. В., Сытина Л. А. К размножению и развитию сибирского углозуба *Hynobius keyserlingii* // Вопросы герпетологии. Л., 1981. Вып. 3. С. 152—153.

Zavanella T., Zaffaroni N. P., Arias E. Abnormallimb regeneration in adult newts exposed to the fungicide Maneb 80. A histological study // J. Toxicol. and Environ. Health. 1984. V. 13, N 4—6. P. 735—745.

М. Н. ДАНИЛОВА

ВОЗДЕЙСТВИЕ НЕФТИ НА АМФИБИЙ В ЭКСПЕРИМЕНТЕ

Нефтяное загрязнение, получившее в настоящее время глобальное распространение, затрагивает не только акватории морей и океанов (Миронов, 1985; Патин, 1982; Holmes, 1986; Mix, 1986), но также участки суши, реки и пресные водоемы в районах добычи и транспортировки нефти (Гусев, 1975; Edwards, 1983). В результате этого наземные, водные животные и растения подвергаются действию нефтяных углеводородов. Наиболее изучено влияние нефти на рыб (Гусев, 1975; Касимов, Рустамов, 1988; Михайлова, 1986), из наземных — на млекопитающих (Beck et al., 1984; Engelhardt, 1986; Gradiski et al., 1983; Rahimtula et al., 1984).

Амфибии и их личинки — одно из важных звеньев водных и околоводных биоценозов. В силу особенностей биологии они подвергаются действию нефтяных углеводородов в реках и небольших водоемах, куда приходят на размножение и где развиваются икра и головастики. Источниками загрязнения служат сточные воды, транспорт, нефтеперерабатывающие предприятия (Князев и др., 1985; Ilosvay, 1977; Rose, 1977; Rose, Harshbarger, 1977). В лаборатории экологического мониторинга ИЭРиЖ УрО АН СССР уже несколько лет ведутся исследования влияния нефти на ранние стадии онтогенеза амфибий (Данилова, 1985а, б, 1987; Пястолова, 1984; Пястолова, Данилова и др., 1986, 1987). Цель данной работы — выявление различных аспектов действия нефтепродуктов на рост и развитие остромордой и шпорцевой лягушек, дальневосточной жерлянки.

Материал и методика

В эксперименте использовали головастиков остромордой лягушки, полученных из икры, взятой в природном водоеме, который удален от мест техногенного воздействия. Кладки (А и Б) были поделены на пять частей каждая. Примерно равные по размеру комки икры поместили в двухлитровые кристаллизаторы. На поверхность воды наносили нефть в дозах 0,005; 0,0025; 0,001 и 0,0005 мл/л. После выклева личинок оставили в прежних условиях. Когда они достигли 26-й стадии развития (Те-

Таблица 1

Результаты выклева личинок остромордой лягушки

Доза, мл/л	Всего икринок, шт.	Количество		Доза, мл/л	Всего икринок, шт.	Количество	
		вышедших личинок	погибших эмбрионов			вышедших личинок	погибших эмбрионов
	А				Б		
Контроль	105	38 / 36,2	67 / 63,8	Контроль	151	73 / 48,3	78 / 51,7
0,0005	67	39 / 58,2	28 / 41,8	0,0005	117	48 / 41	69 / 59
0,001	106	54 / 50,9	52 / 49,1	0,001	158	66 / 41,8	92 / 58,2
0,0025	82	43 / 52,4	39 / 47,6	0,0025	103	55 / 53,4	48 / 46,6
0,005	138	49 / 35,5	89 / 64,5	0,005	119	73 / 61,3	46 / 38,7

Примечание. В числителе — абсолютное количество икринок, шт., в знаменателе — %; А, Б — параллели.

рентьев, 1950), в каждом кристаллизаторе оставили по 15 животных. Воду заменили на чистую только в параллели А. Еженедельно измеряли длину тела и массу головастиков, регистрировали смену стадий развития. Достигших стадии метаморфоза отсаживали, измеряли массу тела перед изоляцией, а затем — после завершения превращения. Расчет энергозатрат вели по общепринятой методике (Шварц и др., 1973). Температура воды в период опыта варьировала от 20 до 27 °С.

Использовавшиеся в эксперименте головастики дальневосточной жерлянки были получены от животных из лабораторной колонии. На 10-й день после выклева из икры личинок рассадили по 13 шт. в двухлитровые кристаллизаторы с водой. Дозы нефти равнялись 0,01; 0,005 и 0,0025 мл/л. Через 15 дней с начала опыта у головастиков стали еженедельно регистрировать массу и длину тела. После была получена еще одна партия икры. С вышедшими личинками поставили аналогичный эксперимент, увеличив дозы нефти до 0,025 и 0,05 мл/л. За время опытов температура воды изменялась в пределах 20—25 °С.

Головастики шпорцевой лягушки были получены от лабораторной колонии лягушек-альбиносов. Личинок рассаживали в трехлитровые цилиндрические сосуды по 3 (первая серия) и по 10 (вторая серия) штук. На поверхность воды наносили сырую нефть дозами 0,5; 0,05 и 0,005 мл/л. Контроль и каждый вариант

Таблица 2

Изменения длины и массы личинок остромордой лягушки в параллели А

Доза, мл/л	Показатель						
	В начале опыта	В последующие недели					
		I	II	III	IV	V	VI
Контроль	8,21±0,69	9,17±0,73	10,49±1,15	11,05±1,12	11,70±0,61	11,10±0,14	
	n=15	n=15	n=13	n=12	n=9	n=2	Нет свед.
	110,7±53	159,1±37,4	249,9±62,5	312,3±75,7	339,1±55,1	333,0±32,5	
0,0005	7,55±0,8	8,29±0,83	9,50±1,2	10,74±1,17	11,80±0,56	11,02±0,49	
	n=15	n=15	n=14	n=14	n=7	n=5	Нет свед.
	89,5±27,2	118,6±36	187,1±68,6	288,0±78,2	317,9±45,4	348,0±47,9	
0,001	7,30±0,66	7,71±0,71	8,06±1,1	10,23±0,72	10,67±1,68	10,99±1,13	11,41±1,05
	n=15	n=15	n=14	n=12	n=12	n=12	n=7
	81,7±47,5	84,6±21,6	102,9±38,5	243,2±51	262,6±78,3	288,7±96,8	310,7±104,8
0,0025	7,05±0,56	7,49±0,57	7,22±0,72		9,13±1,48	11,11±1,58	11,61±1,73
	n=15	n=15	n=15	Нет свед.	n=11	n=9	n=7
	74,4±14,3	80,0±20,5	67,5±22,9		172,4±95,4	299,7±111,8	362,1±117,3
0,005	8,02±0,58	8,16±0,74	8,11±0,7	Нет свед.	10,78±1,12	10,90±1,36	11,11±1,01
	n=15	n=15	n=14		n=13	n=13	n=9
	107,3±24,3	106,3±23,2	105,9±68,6		297,5±110,7	263,7±99,3	278,1±75,6

Примечание. Здесь и в табл. 3, 5, 6: над n — длина, мм; под n — масса, мг.

Таблица 3

Изменения длины и массы личинок остромордой лягушки в параллели Б

Доза, мл/л	Показатель						
	В начале опыта	В последующие недели					
		I	II	III	IV	V	VI
Контроль	6,53±0,84	7,37±0,98	10,11±0,66	10,7±0,61	13,11±0,5	12,5±0,68	
	n=15	n=15	n=7	n=7	n=7	n=4	Нет свед.
	56,8±23,6	84,0±51,3	222,9±47,7	416,1±108,8	521,6±74,5	466,3±91,6	
0,0005	7,60±0,76	8,01±0,8	9,70±1,11	11,39±1,01	11,55±1,13	11,46±0,68	11,48±0,46
	n=15	n=15	n=14	n=14	n=13	n=9	n=5
	88,5±23,7	111,1±33,5	201,6±66,7	306,9±122,2	357,2±97,6	330,6±60,9	327,4±60
0,001	7,02±0,87	7,51±0,55	10,31±0,84	12,73±1,08.	12,58±0,86	12,8±0,61	13,25±0,07
	n=15	n=15	n=8	n=8	n=8	n=4	n=2
	70,7±24,3	95,3±22,4	238,5±49,9	444,9±108,6	503,6±82,8	481,8±40,4	545,0±1,41
0,0025	6,73±0,7	7,48±0,79	9,69±0,69	Нет свед.	12,86±0,88	12,5±0,6	13,25±0,78
	n=15	n=15	n=8		n=8	n=6	n=2
	67,4±22,3	87,1±27,2	194,1±79,6		463,5±118,1	449,8±40,8	565±151
0,005	6,39±0,66	7,14±0,79	8,11±1,09	Нет свед.	9,96±0,83	11,9±1,82	12,98±1,51
	n=15	n=15	n=10		n=5	n=5	n=5
	56,9±14,6	80,5±37,8	119,3±43,6		212,6±67	367±143,8	478,6±165,5

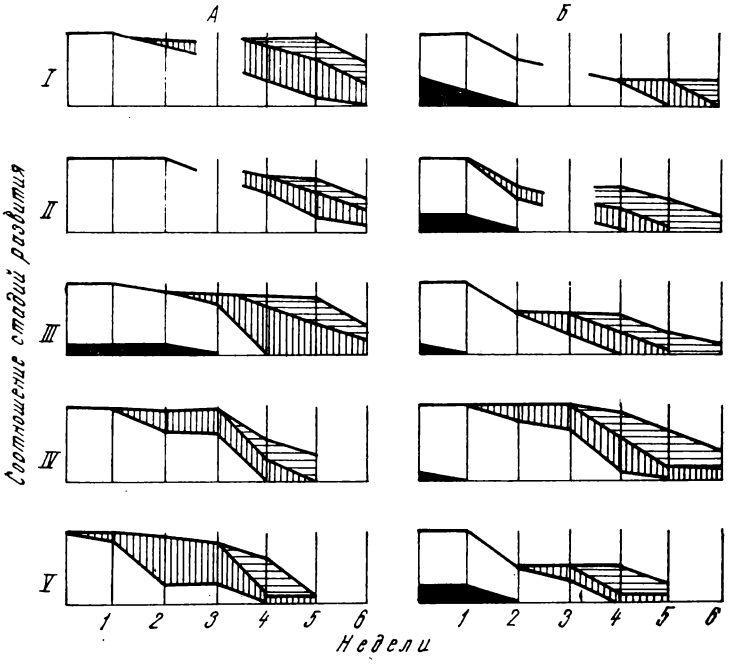


Рис. 1. Убывание численности и динамика смены стадий развития у личинок остромордой лягушки.

Дозы, мл/л: I — контроль; II — 0,0025; III — 0,005; IV — 0,01; V — 0,025; VI — 0,05. 1—6 — недели опыта; А, Б — параллели.

Разрыв линий означает отсутствие данных. Начальная численность в каждом варианте — 15 личинок. Зачерненные участки — 25-я стадия развития, белые — 26-я, со штриховкой вертикальной — 27-я, горизонтальной — 28-я.

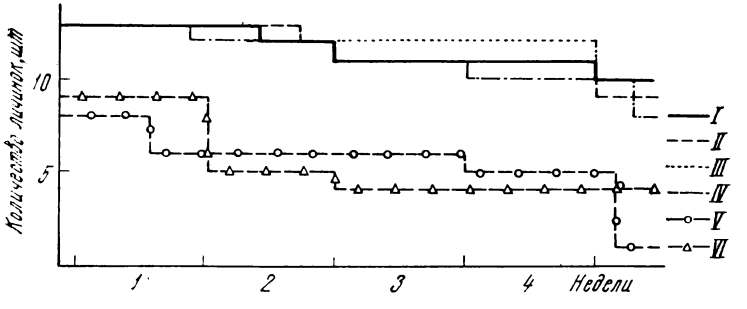


Рис. 2. Убывание численности личинок дальневосточной жерлянки.

Дозы, мл/л: I — контроль; II — 0,0025; III — 0,005; IV — 0,01; V — 0,025; VI — 0,05.

Таблица 4

Удельные энергозатраты на метаморфоз у сеголеток остромордой лягушки $\left(\frac{\text{кал}\cdot\text{г}}{\text{ч}}\right)$

Показатель	Доза в параллелях, мл/л									
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
	А					Б				
M	0,72	0,74	0,75	0,64	0,84	0,86	0,82	0,72	0,75	0,78
σ	0,07	0,21	0,23	0,20	0,13	0,26	0,13	0,15	0,11	0,19
n	7	5	5	6	4	5	5	4	6	4

Примечание. I — контроль, II — 0,0005, III — 0,001, IV — 0,0025, V — 0,0005 мл/л; n — количество животных.

Таблица 5

Изменения длины и массы личинок дальневосточной жерлянки

Доза, мл/л	Показатель		
	В последующие недели от начала опыта		
	II	III	IV
Контроль	13,52±1,31	13,66±1,14	13,98±1,09
	n=11	n=110	n=11
	509,6±171,3	574,0±176,3	669,3±179,1
0,0025	13,00±1,58	13,18±1,54	13,36±1,31
	n=11	n=11	n=11
	458,1±192,8	523±226,1	547,3±166,8
0,005	13,06±1,78	13,29±1,92	13,33±1,12
	n=11	n=12	n=12
	513,3±238,4	554±289,4	537,1±211,5
0,01	13,26±1,14	13,14±1,46	13,24±0,8
	n=11	n=10	n=9
	487,8±141,1	567±181	604,6±142,8

Таблица 6

Изменения длины и массы личинок дальневосточной жерлянки

Доза, мл/л	Показатель			
	В начале опыта	В последующие недели		
		I	II	III
0,025	7,43±0,82 n=8 84,9±24,6	8,42±0,83 n=6 125,2±34,8	8,92±1,41 n=6 155,7±66,9	10,58±1,29 n=5 289,8±114,5
0,05	7,31±1,49 n=9 89±49,8	9,3±1,87 n=5 163,8±73,7	10,40±1,07 n=4 266,5±70,8	12,23±1,26 n=4 468,0±134,2

Доза, мл/л	Показатель		
	В последующие недели		
	IV	V	VI
0,025	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.
0,05	12,85±1,74 n=4 517,3±188,5	13,30±1,71 n=4 592,5±192,9	13,8±1,5 n=3 655±267,7

Таблица 7

Изменения длины тела личинок шпорцевой лягушки, мм

Доза, мл/л	Показатель		
	В последующие недели от начала опыта		
	I	II	III
Контроль	5,05±0,65 n=20	5,77±0,71 n=19	5,99±0,93 n=20
0,005	4,52±0,71 n=19	5,51±0,80 n=20	5,48±0,78 n=18
0,05	4,51±0,73 n=18	4,68±0,79 n=20	Нет свед. »
0,5	3,41±0,53 n=14	Нет свед. »	Нет свед. »
Контроль	4,53±0,50 n=19	4,92±0,63 n=19	4,87±0,78 n=20
0,005	4,50±0,76 n=18	4,85±0,78 n=18	4,69±0,56 n=19
0,05	4,53±0,65 n=19	4,43±0,56 n=20	Нет свед. »
0,5	3,42±0,38 n=17	3,54±1,42 n=9	» »

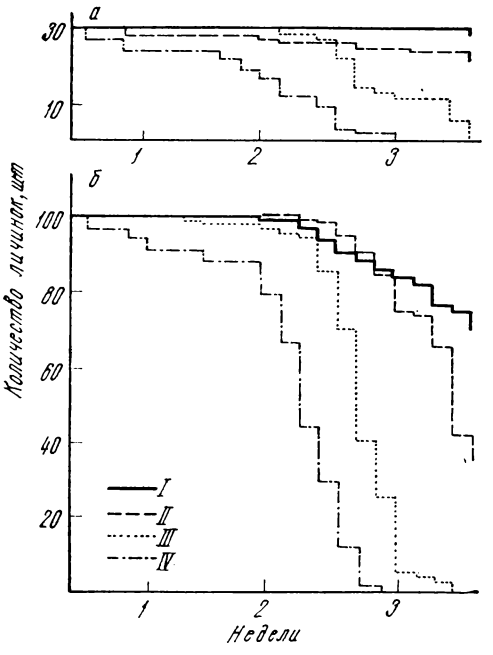


Рис. 3. Убывание численности личинок шпорцевой лягушки. Плотность: *а* — 3 личинки на сосуд, *б* — 10. Дозы, мл/л: I — контроль; II — 0,005; III — 0,05; IV — 0,5.

с данной дозой и плотностью имели 10 повторностей. Еженедельно измеряли длину тела у выборок головастиков из всех вариантов. Ежедневно регистрировали гибель животных. Температура воды в сосудах варьировала от 17 до 20 °С. Данные промеров длины и массы всех трех видов обрабатывали на ЭВМ СМ-3 по программе однофакторного дисперсионного анализа.

Результаты

Остромордая лягушка. В кладках икры, использовавшихся в опыте, находилось 498 (А) и 648 (Б) яиц. Выклев личинок начался на 4-й день эксперимента (табл. 1). Параллели с чистой (А) и загрязненной (Б) водой были заложены через две недели после выклева. Приведены результаты промеров длины тела и массы головастиков на протяжении опыта (указаны средняя величина и ее стандартное отклонение, табл. 2, 3). Отмечено убывание численности и дана динамика смены стадий развития (рис. 1). Метаморфоз начался в параллели А на 29-й день опыта в контроле и при дозе 0,0005 мл/л; при дозах 0,001 и 0,005 — на 38-й, 0,0025 мл/л — на 41-й день. В параллели Б в контроле и при первых трех дозах животные начали метаморфоз на 35-й день, при 0,005 мл/л — на 47-й. Были установлены величины энергозатрат на метаморфоз у сеголеток остромордой лягушки (табл. 4).

Дальневосточная жерлянка. В ходе опыта вели наблюдения за изменением длины тела и массы головастиков (табл. 5, 6; указаны значения средних и их среднеквадратичное отклонение). Количество животных за время эксперимента снижалось (рис. 2). Метаморфоз в контроле и при дозах 0,0025; 0,005; 0,025 мл/л начался на 30-й день опыта; при 0,01 и 0,05 мл/л — на 32-й и 50-й (соответственно).

Шпорцевая лягушка. Средняя длина тела у головастиков начальной выборки (20 шт.) равнялась 3,69±0,55 мм (здесь и далее приводятся среднее значение и его дисперсия). Вели наблюдения за изменениями линейных размеров тела у личинок (табл. 7). Отмечено уменьшение количества животных в опыте (рис. 3).

Обсуждение

Из представленных материалов можно видеть, что головастики остромордой лягушки, несмотря на гибель в течение опыта, достигли стадии метаморфоза при всех дозах нефти и в обеих параллелях. Отход был меньше в серии с чистой водой (А). Метаморфоз здесь также начался раньше, причем при дозе 0,0005 мл/л — одновременно с контролем. В оставшихся трех дозах развитие головастиков было более затянутым.

В параллели Б с метаморфозом запоздали лишь животные из наибольшей дозы, в остальных вариантах он начался одновременно с контролем. Однако здесь развитие подопытных головастиков затянулось; количественные показатели достоверно не различались ни по градиенту увеличения дозы, ни между параллелями.

Головастики дальневосточных жерлянок в первой части опыта (в контроле и при дозах 0,0025; 0,005; 0,01 мл/л) развивались, не отставая друг от друга. В контроле, а также при двух меньших дозах и при дозе 0,025 мл/л метаморфоз начался одновременно, при наибольшей дозе — чуть позднее. При 0,05 мл/л развитие было самым затянутым. Достоверных различий количественных показателей по градиенту увеличения концентрации не найдено.

Для головастиков шпорцевой лягушки дозы 0,05 и 0,5 мл/л оказались летальными. Повышенная плотность увеличила долю погибших в меньшей концентрации и в контроле. Достоверных отличий в линейных размерах не найдено ни по градиенту возрастания дозы, ни в зависимости от плотности. Можно говорить только о тенденции к уменьшению длины тела с увеличением концентрации нефти. Наблюдалось также относительное уменьшение линейного параметра при повышенной плотности по сравнению с нормальной.

Таким образом, можно сделать вывод, что дозы нефти от 0,0005 мл/л и выше обладают ингибирующим действием на развитие лягушек, равные и превышающие 0,05 мл/л,— летальны. Для жерлянок пороговая ингибирующая концентрация больше: в пределах 0,01—0,05 мл/л. Отрицательное действие нефтяных углеводородов проявляется в первую очередь в качественных характеристиках развития. Количественные показатели оказались менее эффективными.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Гусев А. Г. Охрана рыбохозяйственных водоемов от загрязнения. М., Пищ. пром-ость. 1975. 303 с.

Данилова М. Н. Влияние нефти на рост и выживаемость личинок остромордой лягушки // Вопросы герпетологии (Тезисы докл. VI Всесоюз. герпетол. конф.). Л., 1985 а. С. 67—68.

Данилова М. Н. Новые данные по воздействию нефти на развитие личинок остромордой лягушки // Научные основы охраны природы Урала и проблемы экологического мониторинга в соответствии с решениями XXVI съезда КПСС. Свердловск, 1985 б. С. 16—17.

Данилова М. Н. Имитация нефтяного загрязнения и ранний онтогенез бурых лягушек // Экологические системы Урала: изучение, охрана, эксплуатация: Тез. докл. Свердловск, 1987. С. 17.

Касимов Р. Ю., Рустамов Э. К. Морфологические изменения в структурах конечного мозга осетровых рыб при воздействии сырой нефти // Тезисы докладов V Всесоюзной конференции по водной токсикологии. М., 1988. С. 126.

Князев В. П., Лазарева О. В., Князева О. М. Влияние нефтяного загрязнения от маломерного флота на головастиков прудовой лягушки // Вопросы герпетологии (Тезисы докл. VI Всесоюз. герпетол, конф.) Л., 1985. С. 97.

Миронов О. Г. Взаимодействие морских организмов с нефтяными углеводородами. Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 128 с.

Михайлова Л. В. Влияние сублетальных концентраций нефти на полупроходных рыб // Водные экосистемы Урала, их охрана и рациональное использование. Свердловск, 1986. С. 107—108.

Патин С. А. Особенности распределения и биологического действия загрязняющих веществ в Мировом океане // Человек и биосфера. М., 1982. Вып. 7. С. 62—71.

Пястолова О. А. Влияние нефти на ранние этапы развития остромордой лягушки // Вид и его продуктивность в ареале: Труды IV Всесоюз. совещ. Свердловск, 1984. Ч. V. С. 31—32.

Пястолова О. А., Данилова М. Н. Рост и развитие *Randarvalis* Nilss. в условиях имитации нефтяного загрязнения // Экология. 1986. № 4. С. 27—31.

Пястолова О. А., Шилова И. И., Маковский В. И., Игошева Н. И., Балахонов В. С., Некрасова Л. С., Данилова М. Н. Влияние нефтяных загрязнений на состояние экосистем Севера // Экологические основы рационального использования и охраны природных ресурсов. Свердловск, 1987. С. 168—170.

Терентьев П. В. Лягушка. М.: Советская наука, 1950. 346 с.

Шварц С. С., Пястолова О. А., Добринский Л. Н. Энергетика метаморфоза амфибий // Экология. 1973. № 4. С. 13—29.

Beck L. S., Hepler D. J., Hansen K. L. The acute toxikology of selected petroleum hydrocarbons // Appl. Toxicol. Petrol. Hydrocarbons. Princeton. N. Y., 1984. P. 1—16.

Edwards N. T. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH's) in the Terrestrial Environment. A. Review // J. Environ. Quality. 1983. V. 12, N 4. P. 199—217.

Engelhardt F. R. Environmental effects of petroleum on mammals // Reviews in Environ. Toxicology, Ed. Hodgson Ernest. Amsterdam e. a.: Elsevier, 1986. V. XI, N 2. P. 319—337.

Gradiski D., Vinot J., Zissu D., Limasset J. C., Lafontaine M. The carcinogenic effect of a series of petroleum-derived oils on skin of mice // Environ. Res. 1983. V. 32, N 2. P. 258—268.

Holms W. N. Petroleum pollutants in marine environment and their possible effects on seabirds // Reviews in Environ. Toxicology, Ed Hodgson Ernest. Amsterdam e. a.: Elsevier, 1986. V. XI, N 2. P. 251—317.

Ilosvay G. Y. Effect of urbanisation on the herpetofauna of a settlement at the Tisza (Szeged) // Tiscia. 1977. V. XII. P. 123—130.

Mix M. C. Polycycclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: occurence and biological monitoring // Reviews in Environ. Toxicology, Ed Hodgson Ernest. Amsterdam e. a.: Elsevier, 1986. V. XI, N 2. P. 51—102.

Rahimtula A. D., O'Brien P. J., Payne J. F. Induction of xenobiotic metabolism in rats on exposure to hydrocarbon-based oils // Appl. Toxicol. Petrol. Hydrocarbons, Princeton. N. Y., 1984. P. 71—79.

Rose F. L. Tissue lesions of tiger salamanders *(Ambystoma tigrinum):* relationship to sewage effluents // Ann. N. Y. Acad. Sci. 1977. V. 298. P. 270—279.

Rose F. L., Harshbarger J. C. Neoplastic and possibly related skin lesions in neotenic salamanders from a sewage lagoon // Science. 1977. N. 196. P. 315—317.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

О. А. ПЯСТОЛОВА

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ НЕФТИ НА РОСТ *BOMBINA ORIENTALIS* BOUL.

Одни из наиболее вредных веществ, загрязняющих окружающую среду,— нефть и нефтепродукты. Проблема неблагоприятного воздействия их на водные экосистемы возникла в начале нашего века (Арнольд, 1903; Купцис, 1901; и др.). В ряде последних сводок, посвященных их влиянию на морские организмы и их сообщества (Миронов, 1973; Нельсон — Смит, 1977; и др.), показано, что наиболее распространено механическое действие, препятствующее движению, питанию, дыханию. Как высокотоксическое вещество нефть может оказывать наркотический эффект. По данным Мэнвелла и Бэкера (Manwell, Baker, 1967), сырая нефть нарушает функционирование ферментных и белковых систем многих морских растений и животных. У видов, более к ней чувствительных, задерживаются деление клеток и рост культур (Миронов, Ланская, 1967; Миронов, 1970).

Опасна также и гипертрофикация — непрямая форма биологического загрязнения нефтью. Потребление ее с кормом сказывается на снижении численности промысловых видов рыб (Tendron, 1968); у подопытных уток (*Anas platyrhynchos*, *A. rubripes*) наблюдаются липоидная пневмония, ожирение печени, увеличение надпочечной железы, различные некрозы и т. п. (Hartung, Hunt, 1966). При оптимальных условиях морские организмы (копеподы, личинки морского желудя, мидии) могут потреблять большое количество нефти и выделять ее в неизменном виде с экскрементами (Алякринская, 1966; Spooner, 1968; и др.). Нефть, прошедшая через кишечный тракт животных, становится более доступной для микроорганизмов (Spooner M., Spooner G., 1968; Нельсон — Смит, 1977).

Еще не так давно некоторые ученые считали, что небольшие дозы нефти и нефтепродуктов не наносят особого вреда организму животного, ввиду малой их растворимости и незначительного всасывания в кишечник (Кулябко, Овсянникова, 1899). Лишь в последние годы в литературе появились сведения о том, что и в малой дозе, попадая через жабры и кишечник в организм рыб, нефть вызывает глубокие изменения в метаболизме

печени, за счет чего организм приспосабливается к необычной форме стресса (Куллини, 1981).

В последние десятилетия в связи с интенсивной добычей нефти стало очевидным, что она представляет серьезную опасность не только для водных, но и для наземных экосистем. Однако работ по изучению влияния нефтяных загрязнений на зоокомпоненты наземных экосистем крайне недостаточно (Житников, 1982; Пястолова, Данилова, 1986; Lee et al., 1986; и др.). Мы попытались провести экспериментальные исследования непрямого действия сырой нефти на амфибий.

Материал и методика

В опыте использована дальневосточная жерлянка (*Bombina orientalis* Boul.), полученная в лабораторных условиях. Четырнадцать половозрелых животных были разделены на две группы (контрольную и опытную). Жерлянок содержали в террариуме из оргстекла (100×100×50 см), разделенном мелкой металлической сеткой на две равные части, в каждой из которых находились грунт, растения и кювета с водой. Все животные были помечены путем отрезания пальцев. В качестве корма использовали личинок *Chironomus plumosis, Tenebrio molitor* и представителей семейства Lumbricidae. Корм животные получали 2 раза в неделю. Каждое из них взвешивали до и после кормления. Экспериментально было установлено разовое (оптимальное) количество корма на группу — 2,5—3 г. Опытной группе жерлянок в корм добавляли сырую нефть Сургутского месторождения (0,1 мл.).

Результаты и их обсуждение

Мы изучали хроническое действие небольших доз сырой нефти на процессы роста и некоторые морфофизиологические параметры обыкновенной жерлянки в эксперименте. В качестве основного показателя избрали темп роста, подразумевая под этим изменение массы тела животных за единицу времени. У амфибий в высоких широтах годичный цикл роста обусловлен в основном сезонной изменчивостью температуры, особенностями пищевого рациона и возможной ролью фотопериода. В лаборатории эти условия существенно меняются: животные содержатся практически в течение всего года при постоянной температуре — 20—22°С; в состав корма входят лишь три вида беспозвоночных; зимой фотопериод не более 8 ч. Несмотря на это, годовая цикличность темпа роста сохранялась и у контрольных, и у опытных животных. В начале эксперимента (зимний период) различия в темпах их роста были не существенны (рис. 1). В апреле начался интенсивный рост, и к середине мая масса животных значительно превзошла первоначальную

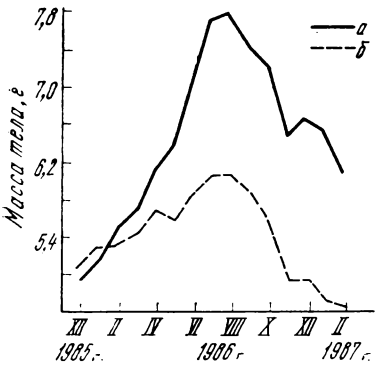


Рис. 1. Динамика массы тела контрольных и опытных животных.
Здесь и на рис. 2, 3: *а* — контроль, *б* — опыт.

(табл. 1). За первые шесть месяцев эксперимента средняя масса контрольных животных увеличилась на 37, опытных — на 11,9 %.

Увеличение массы тела в опытной группе произошло не у всех животных (у самки № 9 уменьшилось, у самца № 14 практически не изменилась). Самка № 8 заболела водянкой брюшной полости и погибла. Это заболевание достаточно распространено среди головастиков бесхвостых амфибий, подверженных в период развития различным антропогенным воздействиям (Бугаева, 1983; Вершинин, 1982; и др.). Таким образом, увеличение темпов роста фенологически совпадает с интенсификацией роста бесхвостых амфибий в природе (Банников, 1940). Максимальной массы животные опытной и контрольной групп достигают в июне — июле. Следует отметить наибольший темп роста у контрольных животных. Так, средняя масса тела контрольных жерлянок в июне составила 7,75, против 6,15 в опыте, в июле — соответственно 7,83 и 6,12 г. В этот же период максимальная масса отдельных особей в контроле равнялась 12,2, минимальная — 6,35, в опыте — соответственно 7,45 и 5,6 г.

Удельная скорость роста (приращение массы тела в единицу времени) также была выше в контроле (рис. 2). Такая же тенденция наблюдалась в потреблении корма. Это показал учет: взвешивание животных (до и после кормления) и несъеденного корма. Прослежена динамика потребления корма обеими группами жерлянок в ходе всего эксперимента (рис. 3). Лишь в отдельные месяцы (ноябрь, декабрь) опытные животные съедали несколько больше корма, чем контрольные. Отмечены максимальные значения потребления пищи для животных обеих групп в декабре (табл. 2), затем — некоторое снижение, а в апреле — снова подъем. Количество потребленного корма в расчете на одну особь в апреле составило 3,7 в контроле и 2,59 г в опыте. Следующее увеличение отмечено в июле — 2,22 в контроле и 2,05 в опыте, затем в январе — декабре 2,61 и 2,75, в апреле максимальные значения — 2,99 и 2,17 г соответственно. Всего за год потребность в пище контрольных жерлянок составила 201,2, опытных — 158,4 г корма. Возможно, причиной тому слабая двигательная активность личинок, связанная с добавлением нефти. Однако коэффициент утилизации (рассчитанный как отношение прироста массы тела к количеству съеденного корма за единицу времени) также оказался ниже у опытных живот-

Таблица 1

Зависимость массы тела от потребления корма (изменение за 6 мес. эксперимента)

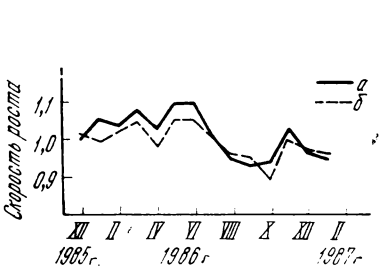
№ животного	Масса тела, г: в начале эксперимента	Масса тела, г: в конце	Кол-во потребленного корма, г	Утилизация корма	Пол	№ животного	Масса тела, г: в начале эксперимента	Масса тела, г: в конце	Кол-во потребленного корма, г	Утилизация корма	Пол
Контроль						Опыт					
1	4,45	5,9	13,95	10	♂	8	6,15	Погибла	Нет сведений		♀
2	4,4	6,2	13	13,8	♂	9	6,9	6,4	17,3	—2,9	♀
3	7,25	9,45	23,3	9,4	♀♂	10	4	6,1	16,55	12,6	♂
4	5,4	6,25	12,5	6,8	♂	11	4,65	5,45	12,75	6,2	♂
5	4,75	6,2	23,95	6	♂	12	4,55	5,45	17,55	5,1	♀
6	4,25	5,6	23,75	5,6	♀♂	13	5,2	6,4	17,3	6,9	♂
7	5,45	9,6	20,75	20	♂	14	4,8	5	6,9	2,9	♂
$\overline{M}$	5,14	7,03	18,74	10,2	—	$\overline{M}$	5,18	5,8	14,73	5,13	—
σ	1,05	1,72	5,35	5,2	—	σ	1,01	0,58	4,24	5,10	—

Таблица 2

Количество корма, потребленного животными за период эксперимента, г

Год, месяц	Контроль	Опыт	Год, месяц	Контроль	Опыт
1985 XII	26,25 / 3,75	22,85 / 3,26	VIII	14,2 / 2,02	9,4 / 1,56
1986 I	26,9 / 3,84	18,65 / 2,66	XI	8 / 1,33	5,05 / 0,84
II	22,5 / 3,21	18,6 / 2,65	X	9,4 / 1,56	7,35 / 1,22
III	22,95 / 3,27	13,6 / 1,94	XI	11,5 / 1,91	12,15 / 2,02
IV	25,95 / 3,70	18,15 / 2,59	XII	14,25 / 2,37	16,55 / 2,75
V	18,75 / 2,67	11,25 / 1,87	1987 I	15,65 / 2,61	8,05 / 1,34
VI	11,16 / 1,59	10,45 / 1,74	II	12 / 2	9,2 / 1,53
VII	15,6 / 2,22	12,35 / 2,05	III	17,9 / 2,39	12,66 / 2,11
			IV	17,95 / 2,99	13,05 / 2,17

Примечание. В числителе — количество корма, потребленного за месяц, в знаменателе — в среднем на одну особь за период эксперимента.



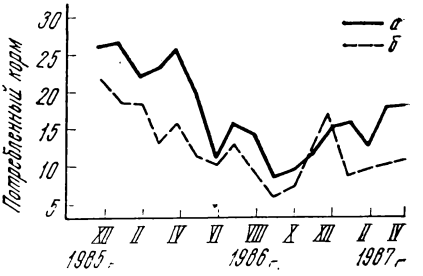


Рис. 2. Удельная скорость роста животных, $K=\frac{P_1}{P_0}$.

Рис. 3. Динамика потребления корма животными в период эксперимента.

ных (см. табл. 1). Сопоставляя эти данные с темпом роста животных, следует отметить, что время увеличения потребления корма и начала постепенного нарастания массы тела жерлянок совпадает. Однако максимальное значение массы тела отмечено в июне — июле, когда потребление корма не достигает максимальных величин. Очевидно (несмотря на изменение режимов температурного кормления, состава диеты, фотопериода), у животных сохраняется механизм, контролирующий физиологические реакции организма. Рост возобновляется весной. Темп его непрерывно нарастает и достигает наибольших значений в середине лета, а затем постепенно снижается. Следует отметить, что увеличение темпов роста жерлянок, получающих с кормом нефть, идет более медленно, а скорость их снижения после достижения максимальных значений массы тела (по сравнению с контролем) значительно увеличивается.

Существенных различий в степени варьирования исследуемых показателей между самцами и самками не обнаружено (табл. 3), поэтому мы сочли возможным их объединить. Анализ приведенных данных не выявил различий между подопытными и контрольными животными. Исключение составляет относительная масса почки. Отмечено увеличение этого показателя и жерлянок, получающих с кормом сырую нефть (6,89 против 4,99 у контрольных). О конкретных причинах этого изменения говорить трудно, но учитывая, что масса почек — четкий индикатор уровня обмена веществ (Шварц и др., 1968), можно полагать, что увеличение индекса почек — прямая реакция организма жерлянок на нефть, выраженная в изменении интенсивности метаболизма. Степень варьирования относительной массы почек в контроле составила 11,1, в опыте 14,6 %.

На основе анализа экспериментальных данных можно сделать следующие выводы.

Таблица 3

Относительные размеры интерьерных показателей, %

№ животного	Пол	Сердце	Печень	Почка (левая)	Селезенка	Кишечник
			Контроль			
1	♂	3,99	23,65	5,22	1,54	147,5
2	♂	3,69	21,1	6,6	1,05	147,8
3	♀	1,46	20,13	3,08	0,48	124,3
4	♂	3,69	44,61	7,38	1,86	156,3
5	♂	2,82	17,18	2,3	0,51	114,4
6	♀	3,56	30,78	5,34	0,76	175,6
$\overline{M}$	—	3,2	26,24	4,99	1,03	144,3
σ	—	0,94	10,1	1,97	0,57	22,1
			Опыт			
9	♀	3,57	27,27	7,14	0,65	114,5
10	♂	3,14	26,57	5,07	0,96	119,9
11	♂	2,73	29,52	9,92	0,99	162,8
12	♀	3,38	28,3	6,15	0,92	151,4
13	♂	3,32	31,27	6,16	0,71	186,6
$\overline{M}$	—	3,23	28,59	6,89	0,85	147
σ	—	0,32	1,87	1,85	0,16	30,1

Хроническое влияние нефти (попадание с кормом в желудочно-кишечный тракт) на взрослых *Bombina orientalis* отрицательно сказалось на темпах роста, увеличении массы тела, потреблении и утилизации пищи.

Существенной разницы в большинстве морфофизиологических показателей не обнаружено. Различия, наблюдаемые в относительных размерах почки, предполагают возможные изменения уровня обмена веществ у опытных животных. Полученные данные говорят о существовании индивидуальных особенностей восприимчивости жерлянок к нефтяному загрязнению.

У контрольных и опытных животных в условиях лаборатории сохраняется механизм, контролирующий годичный цикл роста.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алякринская И. О. О поведении и фильтрационной способности черноморских мидий в воде, загрязненной нефтью // Зоол. журн. 1966. Т. 45, № 7. С. 999—1003.

Арнольд И. Н. Загрязнение вод нефтепродуктами и его влияние на рыбные богатства. СПб., 1903. 63 с.

Банников А. Г. Экологические условия зимовок травяной лягушки в Московской области // Зоология: (Сборник). М., 1940. Т. 16. С. 41—64.

Бугаева Е. А. Влияние антропогенных факторов на рост, развитие и

выживаемость личинок остромордой лягушки *Rana arvalis* Nilss. Дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1983. 120 с.

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

Житников А. Я. Некоторые показатели функционального состояния печени при хроническом поступлении в организм фенола // Структурно-функциональные изменения в клетках и тканях производных мезенхимы при нормальном развитии и условиях действия неблагоприятных факторов. Киев, 1982. Ч. 1. С. 99—101.

Куллини Д. Леса моря (Жизнь и смерть на континентальном шельфе). Л.: Гидрометеоиздат, 1981. 280 с.

Кулябко А. А., Овсянникова Ф. В. О физиологическом действии нефти и ее продуктов // Записки Императорской Академии наук. М., 1899. Т. VIII, № 9. С. 1—26.

Купцис И. Д. Дальнейшее исследование относительно вредных свойств нефти и ее продуктов для рыб и животных // Вестник рыбопромышленности. 1901. № 5. С. 245—246.

Миронов О. Г. Влияние нефтяного загрязнения на некоторые бентосные организмы // Бентос Черного моря. Киев, 1970. С. 151—155.

Миронов О. Г. Нефтяное загрязнение и жизнь моря. Киев: Наук. думка, 1973. 86 с.

Миронов О. Г., Ланская Л. А. Биология и распределение планктона южных морей // Океанографическая комиссия. Москва, 1967. С. 21—30.

Нельсон-Смит А. Нефть и экология моря. М.: Прогресс. 1977. 198 с.

Пястолова О. А., Данилова М. Н. Рост и развитие *Rana arvalis* Nilss. в условиях имитации нефтяного загрязнения // Экология. 1986. № 4. С. 27—34.

Шварц С. С., Смирнов В. С., Добринский Л. Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Свердловск, 1968. 387 с. (Тр. Института экологии растений и животных; т. 37).

Hartung R., Hunt G. S. Toxicity of some oils to water-fowl // J. Wilde. Managemt. 1966. N 30. P. 564—570.

Lee Y.-Z., O'Brien P. J., Payne J. F., Rahimtula A. D. Toxicity of petroleum crude oils and their effect on xenobiotic metabolizing enzyme activities in the chicken embryo in ovo // Environ. Res. 1986. V. 39, N 1. P. 153—163.

Manwell G., Baker C. M. A study of detergent pollution by molecular mehods; starch gel electrophoresis of a variety of enzymes and other proteins // J. Mar. Biol. Ass. U. K. 1967. N 47. P. 659—675.

Spooner M. F. Prelimitary work on comparative toxicities of some oil spill dispersants and a few tests oil and Corexit // Mar. Biol. Ass., 1968.

Spooner M. F., Spooner G. M. The problem of oil spills at sea, illustrated by the stranding of the General Colocotronis // Marine Biological Association, Plymouth, 1968.

Tendron G. Contamination of marine flora and fauna by oil and biological conserquences of the "Torry Canyon" incident // Proc. Intern. Conf. oil Pollut. Sea. Rome, 1968. P. 114—121.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

Л. С. НЕКРАСОВА

ИЗУЧЕНИЕ ПОЧВЕННОЙ МЕЗОФАУНЫ В РАЙОНЕ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДНЕГО ПРИОБЬЯ

Косвенные отрицательные эффекты от утечки нефти могут превосходить последствия прямых воздействий на живые организмы. Это объясняется сложной взаимосвязью всех элементов в биогеоценозах. Разлитая нефть может полностью изменить структуру природного сообщества, нарушить давно установившиеся равновесия в окружающей среде (Нельсон — Смит, 1977; Nelson — Smith, 1985).

Загрязнение почв нефтью значительно меняет их морфологические, агрохимические и физиологические свойства, а следовательно, их экологию и биологическую продуктивность (Цуцаева, 1984; Трибрат и др., 1985; Минибаев и др., 1986; Никифорова, Солнцева, 1986; Kessler, Rubin, 1985). Все эти изменения сказываются и на многих животных, для которых почва является средой обитания (Борисович, 1984; Казакова и др., 1984). Известно, что малые концентрации нефтепродуктов могут стимулировать рост и развитие растений и животных (Жеребцов, 1984; Исмагилов, 1985а, б; Исмагилов, Козорез, 1985; и др.), но повышенные отрицательно действуют на почвенную биоту. Происходит уменьшение численности многих видов организмов: бактерий и грибов (Самосова и др., 1983), коллембол (Орлов, 1984), многих групп беспозвоночных животных (Самосова, Артемьева, 1978; Хотько и др., 1982). Понижаются выживаемость и миграционная активность некоторых видов животных, например, дождевых червей (Жеребцов, 1984).

Почвенные беспозвоночные животные (функционально-структурные единицы природных сообществ) играют важную роль в почвообразовательном процессе (Гиляров, 1949). Они служат хорошими индикаторами изменений окружающей среды, возникающих вследствие антропогенного воздействия, в том числе и нефтяного загрязнения.

Наша работа — часть комплексных исследований по влиянию хозяйственной деятельности предприятий и организаций Миннефтепрома на экологическое состояние прибрежной зоны Обского бассейна. Мы изучали почвообитающих беспозвоночных

животных (мезофауну) на участках с разной степенью нефтяного загрязнения около предприятий объединения «Сургутнефтегаз».

Материал и методика

Материал был собран в июне 1986 г. на сильно измененных территориях в районе месторождения нефти и газа, в июле 1987 г. — в пойме Оби на луговых участках с разной степенью загрязнения нефтью.

Для определения состава, численности и биомассы почвенных животных, относящихся к мезофауне, использовали метод почвенных раскопок (Гиляров, 1941, 1975). Брали пробы с площадок 25×25 и 50×50 см (глубиной до 30 см), разбор их проводили вручную. Для определения биомассы животных взвешивали на технических чашечных и торсионных весах. При раскопках отмечали толщину битума на поверхности земли, пропитанного нефтью слоя песка и дернины. В 1986 г. исследовали семь участков, с каждого из которых взяли 40 проб по пять-шесть повторностей. Определяли на них актуальную кислотность двух слоев почвы (0—5 и 5—15 см). С помощью универсального ионометра провели 102 анализа по семь — девять повторностей на почвенный слой. В 1987 г. исследовали три луговых участка (один контрольный, два других были расположены около нефтяных кустов, где в 1981, 1985 гг. произошли разливы нефти). Взяли на них по 8 почвенных проб (каждая 50×50 см).

Результаты исследований

Участки, где мы проводили почвенные раскопки в 1986 г., следует отнести к сильно измененным вырубочно-дигрессионным (Прокаев и др., 1979). Здесь отмечено полное или выборочное уничтожение не только древостоя, но и травяно-кустарничковой и мохово-лишайниковой растительности, а порой и верхних почвенных горизонтов (когда обнажается материнская порода — пески).

Участки I—IV были расположены вдоль шоссейной дороги за цехом добычи нефти и газа (ЦДНГ) — напротив буровой вышки. По обе стороны дороги проложены ветки нефтепродуктов, для которых вырыты канавы (они были заполнены водой). Земля от них образует насыпи. Во время разлива нефти эти участки были загрязнены. На той стороне дороги, где расположена буровая вышка (участки I, II — в 10 м от дороги), загрязнение оказалось более значительным, чем на противоположной. Здесь отмечен старый разлив нефти (участки III, IV — в 8—10 м от дороги). Длина этой загрязненной территории вдоль дороги составила 400 м. На каждой стороне мы выбрали по два участ-

Таблица 1

Характеристика участков, загрязненных нефтепродуктами

Участок	Число проб	Толщина битума на поверхности почвы, мм	Слой песка, пропитанный нефтью, см	Растительность, толщина дернины, см	Беспозвоночные животные	
					Численность, экз/м²	Биомасса, мг/м²
Вдоль шоссейной дороги						
I	6	$\frac{3,1\pm0,2}{2—4}$	$\frac{2,89\pm0,35}{1—5}$	—	0	0
II	6	0	0	Пушица, вейник, мох $\frac{6,43\pm1,32}{2—10}$	6,4	60,24
III	5	$\frac{1,5\pm0,3}{1—3}$	$\frac{1,55\pm0,203}{0,5\pm2,5}$	Пушица, вейник	0	0
IV	5	0	0	Пушица, сфагнум, кукушкин лен $\frac{4,47\pm0,58}{1,7—7}$	3,2	32,96
За цехом добычи нефти и газа						
V	6	$\frac{2,7\pm0,4}{1,5—5}$	$\frac{1,67\pm0,36}{0,5—4}$	—	0	0
VI	6	$\frac{2,5\pm0,47}{—}$	$\frac{2,53\pm1,12}{—}$	Вейник $\frac{12,86\pm0,98}{8—15}$	1,33	3,02
VII	6	0	0	Вейник, осока, мох 5	10,68	171,92

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

ка с разной степенью загрязнения и зарастания пионерными растениями.

Участок I расположен на той стороне дороги, где находится (в 150 м) буровая вышка. Он был без растительности, с плотным слоем разлившейся нефти (табл. 1). На глубине от 10 до 20 см встречался сфагнум, перемешанный с песком во время рытья канав. Беспозвоночных животных не обнаружили. Почва кислая (pH 3,9 и 4,6, pH верхнего слоя — меньше, чем второго, более нижнего).

Участок II находился на той же стороне дороги, что и первый. Однако пробные площадки были с растительностью, представленной кочками пушицы, вейником, мхом. На поверхности

земли нефтяная пленка отсутствовала. Толщина дернины достигала 2—10 см. Корни растений проникали на глубину более 40 см. В пробах 6 (10—12 см) и 9 (2—5 и 20—27 см) встретили слои отмершего сфагнума. В корнях растений и слое мха (5 см) были найдены беспозвоночные животные. Почва на участке кислая: pH для первого слоя равна 4,2, для второго — 3,8.

Участок III находился на противоположной стороне дороги, где отмечен старый разлив нефти. Пробы брали на склоне насыпи у канавы с трубой нефтепровода. Пробные площадки были покрыты тонкой подсохшей пленкой нефти, которая лежала не сплошным слоем, а отдельными пятнами. В некоторых местах уже проросли пырей, пушица, вейник. Нефтяная пленка достигала 1—3 мм. Слой песка, пропитанный нефтью, составлял 0,5—2,5 см. В пробах данного участка животных не было; pH равнялась 5,2.

Участок IV располагался на том же склоне насыпи, что и участок III. Однако здесь более выражен травяной покров, не было нефтяной пленки. Слой дернины на участке составлял в среднем 4,47 см (см. табл. 1). Глубже 21 см (проба 14) встретили слой сфагнума. На поверхности и среди корней (до глубины 7 см) найдены беспозвоночные — муравьи и жуки. Однако их численность и биомасса были невелики; pH первого слоя почвы — 4,6, второго — 4,3.

Участок V был лишен растительности, покрыт пленкой нефти до 5 мм. (Участки V—VII находились в районе ЦДНГ и располагались на расстоянии 40, 60 и 100 м в сторону леса от «амбара» нефти и горящего факела газа). Слой песка, пропитанный нефтью, составил 1,67 см. Беспозвоночных в пробах не встретили; pH почвы обоих слоев почти одинакова — 4,1 и 4,6.

Следует отметить, что близ участка V нефтяная пленка местами лежала пятнами (диаметром 1—5 см). Разрушению ее особенно способствовали автомашины.

Участок VI имел заросли вейника. Между растениями на поверхности земли лежала пленка битума толщиной от 1 до 7 мм. Глубина слоя песка, пропитанного нефтью, колебалась в значительных пределах (от 0,1 до 11 см). Несмотря на такое загрязнение, дернина вейника достигала 15 см, а корни проникали на глубину более 30 см. На пробных площадках между растениями отловили муравьев, паука; в верхних слоях почвы найдены остатки ручейников. Численность и биомасса их имели малые величины (см. табл. 1); pH обоих слоев равнялась 3,9 и 3,8.

Участок VII, расположенный на валу песка у сосен, порос вейником, осокой, мхом; был небольшой опад в 1—2 мм. Дернина достигала 5 см. Беспозвоночные сосредоточены в верхнем слое почвы — до 10 см глубиной; pH первого и второго слоев 4,2.

Анализ данных по актуальной кислотности почв на семи исследованных участках показал, что почвы здесь кислые и среднекислые; pH колебалась от 3,8 до 5,2. Уровень кислотности не

связан ни с загрязненностью участка нефтепродуктами, ни с глубиной слоя почвы. Например, на загрязненном участке V pH почвы оказалась близка к таковой на относительно чистом — VII. На участках I, V кислотность верхнего слоя была несколько ниже, чем второго (более глубокого), на II, IV, наоборот, выше. Сравним кислотность верхних слоев почвы загрязненных участков I, III, V: на III pH равнялась 5,2, тогда как на I, V — 3,9 и 4,1. Таким образом, уровень кислотности почв не был связан со степенью нефтяного загрязнения. Не выявлено связи между кислотностью почв, обилием и биомассой почвенных беспозвоночных.

Почвообитающих беспозвоночных животных мы не встретили на участках I, III, V. Почва здесь была покрыта слоем битума, и нефтепродукты проникли в песок, где не было растительности (см. табл. 1).

На участке VI сохранилась нефтяная пленка (разрушенная) и песок был пропитан на глубину в среднем до 2,5 см. Однако здесь появились пионерные растения вейника. В пробах на данном участке на поверхности почвы было отловлено небольшое число беспозвоночных (1,33 экз/м^2). Участки II, IV, VII, прилегавшие к загрязненным территориям, были без битума. Они поросли мхами, вейником, осокой, иван-чаем. В верхнем слое почвы обнаружены животные. Их численность и биомасса на участке VII были больше соответственно в 1,67 и 3,3 раза, чем на участке II, и в 2,85 и 5,22 раза, чем на участке IV. Участок III был менее загрязнен нефтью, чем I (слой битума в 2, а песка пропитанного нефтью, в 1,8 раза меньше). Однако на прилегающих к ним территориях с травяным покрытием беспозвоночных больше встретилось на участке II (6,4 экз/м^2), чем на IV (3,2 экз/м^2). Биомасса составляла соответственно 60,24 и 32,96 мг/м^2.

Сравнение участков, по-разному удаленных от ЦДНГ, показало следующее: наличие беспозвоночных и их обилие связаны не только с уровнем загрязнения почвы нефтью, но и с присутствием растений. Так, на участках V, VI средняя толщина слоя битума была почти одинаковой (2,7 и 2,6 мм), песка, пропитанного нефтью, на VI (более удаленном от ЦДНГ) оказалось даже больше (2,53 см), чем на V (1,67 см). Однако на VI появились заросли вейника, где мы встретили беспозвоночных животных. Правда, их численность и биомасса были малы (см. табл. 1). На более чистом участке VII численность животных была в 8, а биомасса в 56,9 раза больше, чем на загрязненном VI.

Таким образом, наши исследования 1986 г. показали следующее.

Численность и биомасса беспозвоночных животных (мезофауны) зависят от уровня антропогенного воздействия на территорию около предприятий по добыче нефти и газа: чем больше деградирована почва в результате хозяйственной деятель-

ности и чем больше загрязнена она нефтепродуктами, тем меньше численность и биомасса почвенных беспозвоночных животных.

С появлением на участках, загрязненных нефтью, пионерных растений появляются и первые беспозвоночные животные.

В 1987 г. мы изучали почвенных беспозвоночных на луговых участках с разной степенью загрязнения. Пойменные луга как природные сообщества составляют значительную часть всей территории прибрежной зоны Обского бассейна (Дыдина, 1961; Помоконов, 1978). В последние годы в связи с интенсивной добычей нефти и газа в пойме Оби строят все больше бурильных установок, нефтекачалок, шламовых амбаров, трубопроводов, подъездных дорог. Известно, что пойменные луга — важнейшие пастбища и сенокосные угодья (Савкина, 1970). Таким образом, у сельского хозяйства Севера изымают все новые площади, происходят значительные изменения структуры травостоя, продуктивности пойменных луговых сообществ. Опасно и засоление луговых участков минерализованными подземными водами. Во время аварий бывает разлив нефти. При этом происходит прямое загрязнение территорий, прилежащих к техническим сооружениям, возникает риск дальнейшего загрязнения с паводковыми водами.

В окрестностях Сургута на лугах с разной степенью загрязнения нефтью проведены геоботанические исследования (Игошева, 1986). Было показано, что по мере увеличения интенсивности нефтяного загрязнения происходит обеднение видового разнообразия травостоя и злаков, а для конечных этапов загрязнения характерны одновидовые сообщества. Такое обеднение фитоценоза может повлечь сопряженные изменения видового состава и биомассы беспозвоночных животных. Все это и определило выбор пойменных лугов для изучения численности, биомассы и качественного состава почвенной мезофауны. В пойме Оби (в районе горы Барсовой) мы выбрали три луговых участка с разной степенью загрязнения нефтепродуктами.

Контрольный участок находился на берегу протоки Оби (напротив горы). Он не был загрязнен нефтью, но подвергался определенной рекреационной нагрузке: служил местом отдыха жителей ближайшего поселка. Этот луговой участок был разнотравно-осоковым. Подстилка достигала $0{,}34 \pm 0{,}018$ см (lim 0,3—0,4), а основная масса корней растений — $10{,}38 \pm 0{,}56$ см (lim 7—12). Около одной четверти всей численности беспозвоночных составляли дождевые черви. Их биомасса равнялась 79,4 % от общей биомассы животных (табл. 2).

Участок с разливом нефти в 1981 г. находился около нефтяного куста скважин (в 20 м от нефтяного «амбара»). Луг — разнотравно-осоковый. Пятен нефти, видимых глазу, не наблюдали. Подстилка достигала $0{,}55 \pm 0{,}07$ см (lim 0,25—0,7), а слой основной массы корней — в среднем $7{,}64 \pm 0{,}34$ (lim 6,5—9).

Таблица 2

Взаимосвязь биомассы (мг/м²) и численности (экз/м²) почвенных беспозвоночных на луговых участках с разной степенью загрязнения

Показатель	Контроль	Загрязнение		Показатель	Контроль	Загрязнение	
		1981 г.	1985 г.			1981 г.	1985 г.
Общая биомасса				Численность дождевых червей			
1	3105	2115	650	1	10,5	9,5	—
2	559,9	848	383,6	2	2,13	4,59	—
3	51	113,4	166,9	3	57,3	136,7	—
Общая численность				Биомасса прочих животных			
1	47,5	29	20,5	1	640	540	650
2	9,63	6,31	8,8	2	114,9	150,4	383,6
3	57,3	61,6	121,4	3	50,8	78,8	166,9
Биомасса дождевых червей				Численность прочих животных			
1	2465	1575	—	1	37	19,5	20,5
2	517,9	804,8	—	2	8,2	2,97	8,8
3	59,4	144,5	—	3	59,4	43,1	121,4

Примечание. В каждом случае исследовано по восемь площадок; 1 — среднее, 2 — ошибка средней, 3 — коэффициент вариации.

Дождевые черви составили 32,8 и 73 % соответственно от общего числа и общей биомассы всех беспозвоночных на участке.

Участок с разливом нефти в 1985 г. так же, как и предыдущий, располагался у куста нефтяных скважин. Нефтяная пленка была видна на воде между кочками болотца, прилегающего к этой территории. Следы нефти мы встретили и в наших пробах. Пятна нефтяной пленки были пронизаны стеблями растений. В среднем толщина нефтяной пленки составляла 0,24±0,1 см. Она покрывала лишь отдельные участки луга. О таком ее неравномерном распределении свидетельствуют лимиты этого показателя (от 0 до 0,75 см) и высокий коэффициент вариации (116,7 %).

Почвенные пробы были взяты на небольших возвышениях луга, не залитых водой. Здесь преобладали злаки и осока. Корни растений проникали на глубину до 40—50 см. Подстилка составляла 0,12±0,009 см (lim 0—0,7), слой основной массы корней — 11,31±1,4 см (lim 5—16). Отмечено неравномерное распределение животных на территории данного участка. Так, лимиты числа животных в пробах имели большие пределы — от 4 до 80 экз/м².

На самом загрязненном участке (с разливом нефти в 1985 г.) почвенных беспозвоночных было меньше в 2,3 раза, чем на контрольном, и в 1,4 раза, чем на участке с разливом нефти в

1981 г. Биомасса животных на самом грязном участке была в 4,8 и 3,2 раза меньше, чем на других. Этому способствовало наличие дождевых червей на контрольном и более чистом участках (см. табл. 2). Численность других беспозвоночных на загрязненных участках была сходной, но меньше, чем в контроле. А биомасса отличалась незначительно на всех трех участках.

При антропогенном воздействии увеличение изменчивости параметров может служить (наряду с изменением абсолютных величин) дополнительным показателем нарушенности природных комплексов (Калуцков, 1984). Прослеживается общая тенденция увеличения коэффициентов вариации численности и биомассы беспозвоночных животных на загрязненных нефтью участках. Если даже показатели численности или биомассы на разных участках сходны, то их коэффициенты вариации отличаются значительно. Например, численность дождевых червей на двух участках была сходной (10,5 и 9,5 экз/м^2), а коэффициенты вариации этого показателя различались вдвое. Биомасса беспозвоночных (без дождевых червей) на этих участках равнялась 640 и 650 мг/м^2, коэффициенты вариации 50,8 и и 116,9 % соответственно. В данном случае этот показатель характеризует изменения, произошедшие на луговых участках при воздействии на них нефтепродуктов, а также свидетельствует о неравномерном распределении животных на загрязненных территориях.

Обратимся к качественной структуре мезофауны на загрязненных и контрольном участках в луговых сообществах. Дождевые черви были найдены на двух участках из трех: контрольном и участке с разливом нефти в 1981 г. В обоих случаях численность их была сходной (см. табл. 2). Биомасса червей в контроле оказалась в 1,56 раза выше, чем на грязном участке. На этом участке все найденные дождевые черви относились к одному виду почвенно-подстилочных червей — *Eisenia nordenskioldi*; на контрольном из 21 экз. 19 были *E. nordenskioldi* и 2 — подстилочные *Lumbricus rubillus*. Поскольку на обоих участках преобладал один вид, мы сочли возможным для сравнения привести среднюю массу одной особи. Так, на контрольном участке она составила 234,7, а на загрязненном — 165,6 мг. Известно, что дождевые черви — хорошие индикаторы, реагирующие на различные загрязнения, в том числе и нефтепродукты (Жеребцов, 1984). Наши исследования дополняют эти данные. Дождевые черви были собраны нами в контроле и на участке, где, по-видимому, произошла частичная деградация нефти, отмечено восстановление лугового сообщества. При этом на участке с нефтью масса особей оказалась меньше на 29,4 %, чем в контроле. На более загрязненном участке (разлив нефти 1985 г.) они не были найдены.

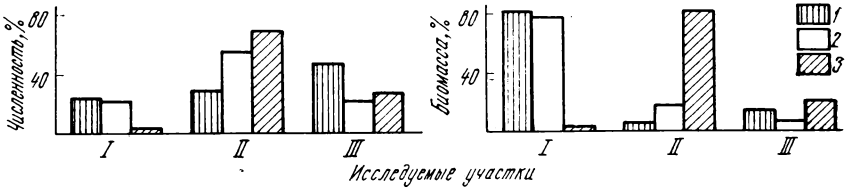
Наши исследования 1986 г. показали, что на сильноизмененных вырубочно-дигрессионных участках, где происходит заселе-

Таблица 3

Качественный состав мезофауны пойменных лугов с разной степенью загрязнения нефтепродуктами

Беспозвоночные	Контроль	Загрязнение	
		1981 г.	1985 г.
Mollusca	—	—	1 / 5
Lumbricidae	10,5 / 22,1	9,5 / 31,7	—
Aranei	2,5 / 5,26	1 / 3,3	1,5 / 7,5
Coleoptera	22,5	35	28
Carabidae	12,5 / 26,3	5,5 / 18,3	1,5 / 7,5
Elateridae	5,5 / 11,6	3,5 / 11,7	0,5 / 2,5
Curculionidae	3 / 6,32	6 / 20	11 / 55
Byrrhidae	0,5 / 1,05	—	—
Staphylinidae	0,5 / 1,05	0,5 / 1,7	—
Chrysomelidae	0,5 / 1,05	2 / 6,6	—
Coccinellidae	—	—	0,5 / 2,5
Cantharidae	—	—	0,5 / 2,5
Silphidae	0,5 / 1,05	—	—
Hymenoptera	8 / 16,84	1,5 / 5	1,5 / 7,5
Homoptera	0,5 / 1,05	—	0,5 / 2,5
Hemiptera	1 / 2,1	—	1 / 5
Diptera	2 / 4,2	0,5 / 1,7	0,5 / 2,5

Примечание. В числителе — количество беспозвоночных животных, экз/м^2; в знаменателе — % от общего их числа.



Процентное соотношение численности и биомассы разных трофических групп мезофауны на луговых участках с разной степенью загрязнения нефтепродуктами.

I — сапрофаги, *II* — фитофаги, *III* — хищники; *1* — контроль, *2* — участок, загрязненный в 1981 г., *3* — в 1985 г.

ние пионерными растениями и отмечены следы нефти, дождевые черви отсутствовали. Надо полагать, что наличие дождевых червей говорит об относительной чистоте лугового участка, загрязненного нефтью в 1981 г.

Приведен качественный состав мезофауны пойменных лугов (табл. 3). В контроле и на загрязненных участках число выделенных нами групп беспозвоночных составляло соответственно 13,9 и 11. Снижения не наблюдалось на самом грязном лугу. Однако здесь было меньше представителей отрядов Diptera, Hymenoptera, Coleoptera, Aranei. Численность насекомых (класса Insecta) на контрольном и двух других участках составляла соответственно 33,5; 19,5; 17,5 экз/м², т. е. их было в 2 раза меньше на наиболее загрязненном участке.

Более разнообразную и многочисленную группу животных на всех изученных территориях составляли жесткокрылые (Coleoptera). На разных участках доминировали представители различных семейств, на контрольном — Carabidae и Elateridae. Их численность на участке, загрязненном в 1985 г., была в 8,3 и 11 раз меньше соответственно. В то же время здесь 78,6 % всех жуков составляли долгоносики (Curculionidae).

Важным элементом структуры почвообитающих беспозвоночных является соотношение трофических групп по биомассе и по численности. Они несколько различны. Такая несогласованность между этими показателями отмечена и другими исследователями (Хотько и др., 1982). Было установлено, что на самом загрязненном участке численность хищников и сапрофагов меньше, чем в контроле (см. рисунок). В других условиях (на территории Белоруссии) наблюдали несколько иную закономерность: в загрязненных биогеоценозах повышалась численность хищников.

Результаты наших исследований почвообитающих беспозвоночных животных в районе добычи нефти и газа хорошо согласуются и дополняют данные по изменению продуктивности фитомассы и структуры растительных сообществ в этих районах в пойме Оби (Шилова, 1977; Игошева, 1986). Все это свидетельствует о том, что под действием нефти происходят значитель-

ные изменения структуры природных сообществ, нарушается установившееся ранее равновесие.

Итак, наши исследования пойменных лугов р. Оби показали следующее.

При увеличении нефтяного загрязнения снижаются численность и биомасса почвенных беспозвоночных животных (мезофауны), изменяется их качественный состав, повышается неравномерность распределения животных по территории, отмечается исчезновение таких организмов-сапрофагов, как дождевые черви.

Наиболее измененной оказалась территория, где разлив нефти произошел в 1985 г. На участке, загрязненном в 1981 г., отмечено частичное восстановление лугового сообщества беспозвоночных животных.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Борисович Т. М. К роли простейших в процессах биодеградации нефти в почве // Проблемы почвенной зоологии. Ашхабад, 1984. С. 44—45.

Гиляров М. С. Методы количественного учета почвенной фауны // Почвоведение. 1941. № 4. С. 48—77.

Гиляров М. С. Особенности почвы как среды обитания и ее значение в эволюции насекомых. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1949. 279 с.

Гиляров М. С. Учет крупных почвенных беспозвоночных (мезофауны) // Методы почвенно-зоологических исследований. М., 1975. С. 12—29.

Дыдина Р. А. Обь-Иртышские луга в пределах Ханты-Мансийского округа // Пойменные луга Крайнего Севера, приемы их использования и улучшения. Норильск, 1961. С. 159—250.

Жеребцов А. К. Реакция дождевых червей на загрязненные почвы нефтью // Проблемы почвенной зоологии. Ашхабад, 1984. С. 102—103.

Игошева Н. И. Влияние нефтяного загрязнения на растительность пойменных лугов Оби // Изучение влияния хозяйственной деятельности предприятий и организаций Миннефтепрома на экологическое состояние прибрежной зоны Обского бассейна (на протяжении отрезка Сургут — Салехард). Свердловск, 1986. С. 6—9.

Исмагилов Ф. С. Динамика ростовых процессов гречихи при загрязнении почв нефтью / Башкирский гос. ун-т. Уфа, 1985 а. 14 с. Рукопись деп. в ВИНИТИ 21.01.86. № 432 — В.

Исмагилов Ф. С. Превращение углеводов в проростках гречихи, выращенных на нефтезагрязненных почвах / Башкирский гос. ун-т. Уфа, 1985 б. № 434 — В.

Исмагилов Ф. С., Козорез Г. Ю. Влияние загрязнения почвы нефтью на некоторые физико-химические показатели проростков пшеницы / Башкирский гос. ун-т. Уфа, 1985. № 433 — В.

Казакова Е. Н., Калачникова И. Г., Масливец Т. А. Биодеградация нефтеуглеводородов в нефтезагрязненной почве северной тайги // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Пущино, 1984. С. 84—85.

Калуцков В. Н. Ландшафтный подход и индикация загрязнения природной среды // Там же. 1984. С. 87—88.

Минибаев В. Г., Даутов Р. К., Садриева Г. Р. К вопросу охраны почвенного покрова в нефтедобывающих районах / Казан. ин-т биологии. Казань, 1986. 7 с. Рукопись деп. в ВИНИТИ 3.03.86. № 1383 — В.

Нельсон-Смит. Нефть и экология моря. М.: Прогресс, 1977. 302 с.

Никифорова Е. М., Солнцева Н. П. Экологическая изменчивость

сельскохозяйственных почв под влиянием нефти // Оптимизация, прогноз и охрана природной среды. Москва, 1986. С. 272—273.

Орлов О. И. Коллемболы как индикаторы деградации нефти в почве // Проблемы почвенной зоологии. Ашхабад, 1984. С. 37—38.

Помоконов Л. И. Пойменные луга Сибири // Естественные кормовые ресурсы СССР и их использование. М., 1978. С. 79—93.

Прокаев В. И., Мамаев С. А., Шилова И. И. Антропогенные изменения в ландшафтах нефтегазодобывающих районов Среднего Приобья // Проблемы создания насаждений в условиях техногенных ландшафтов. Свердловск, 1979. С. 79—109.

Савкина З. П. Пойменные луга северных рек, особенности их освоения, использования и улучшения // Биологические основы использования природы Севера. Сыктывкар, 1970. С. 40—45.

Самосова С. М., Артемьева Т. И. Реакции почвенных животных и микроорганизмов на загрязнение нефтью и засоленными пластовыми водами // Проблемы почвенной зоологии. Минск, 1978. С. 207—208.

Самосова С. М., Фильченкова В. И., Кипрова Р. Р., Мусина Г. Х., Губайдуллина Т. С., Махмутова Ф. Б. Микрофлора черноземных почв и ее активность при загрязнении нефтью / Казан. ин-т биологии. Казань, 1983. 18 с. Рукопись деп. в ВИНИТИ 15.11.83. № 6073—83.

Трибрат Т. Г., Фасхутдинова Т. А., Даутов Р. К. Количественная характеристика влияния различной степени нефтяного загрязнения почвы и ее свойства // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л., 1985. С. 118—192.

Хотько Э. И., Ветрова С. Н., Матвеенко А. А. и др. Почвенные беспозвоночные и промышленные загрязнения. Минск: Наука и техника, 1982. 264 с.

Цуцаева В. В. Влияние нефтедобывающей промышленности на некоторые компоненты природы Томской области // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Пущино, 1984. С. 208—209.

Шилова И. И. Первичные сукцессии растительности на техногенных песчаных обнажениях в нефтегазодобывающих районах Среднего Приобья // Экология. 1977. № 6. С. 5—14.

Kessler A., Rubin H. On the simulation of unsaturated oil flow in soils // Iahs Publ. 1985. N 153. P. 195—205.

Nelson-Smith A. The effects of oil spills on land and water // Anal. Proc. 1985. N 9. P. 268—270.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

Л. С. НЕКРАСОВА, С. Д. ЛЕПЕШКИНА

ЛАБОРАТОРНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ТОКСИЧНОСТИ РАЗНЫХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ХЛОРОФОСА ДЛЯ ЛИЧИНОК КРОВОСОСУЩИХ КОМАРОВ

Среди механизмов адаптации животных к загрязнению среды пестицидами и промышленными выбросами большое значение имеют акклимация и более долговременные приспособления на физиологическом уровне. По сравнению с морфологическими и экологическими характеристиками физиологические признаки реже используют для выявления своеобразия популяций и целей экологического мониторинга. Одна из причин этого — недостаточная экспрессность методов.

В опытах на личинках комаров и лягушек показано, что время гибели личинок в растворах хлорофоса зависит от условий, в которых они выращиваются, таких, например, как плотность популяций (Некрасова, 1978; Сюзюмова, 1978). Действие этого яда хорошо изучено. Он влияет на холинэстеразу, вызывает судороги и дискоординацию функций нервной системы насекомых из-за накопления ацетилхолина. Он может также подавлять отдельные звенья энергетических процессов насекомых — гликолиз и окислительное фосфорилирование (Гар, 1974; Флеров, 1978; Вашков, Шнайдер, 1962).

В этой работе мы подбирали такие концентрации хлорофоса, при которых по скорости отравления личинок кровососущих комаров можно было за непродолжительное время (в полевых условиях) определять, различается ли физиологическое состояние насекомых разных природных выборок (например, чистых и загрязненных промышленными выбросами). Ранее мы показали, что реакция личинок комаров экологически разных родов Aedes и Culex на естественные факторы среды (плотность населения) и на инсектициды неодинакова (Некрасова, 1979). Поэтому концентрацию хлорофоса для сравнения природных выборок мы подбирали для личинок разных родов.

Материал и методика

Опыты по влиянию разных концентраций хлорофоса на личинок провели на комарах Aedes и *Culex pipiens pipiens* L.

Личинок Aedes отловили в лужах юго-западного лесопарка Свердловска. В выборке оказались виды, %: *Aedes communis* De Geer (87,3), *A. diantaeus* H. D. K. (4), *A. cantans* Mg. (3,6), *A. punctor* Kirby (3,3), *A. intrudens* Dyar (1,8). В июне 1986 г. провели эксперимент с концентрациями хлорофоса, мг/л: 10 (вариант I), 15 (вариант II) и 20 (вариант III). Второй опыт провели в августе того же года на личинках *C. p. pipiens*, собранных в лесопарке у оз. Шарташ. Концентрация хлорофоса была равна, мг/л: 5 (вариант I), 10 (вариант II), 15 (вариант III) и 20 (вариант IV). Для опытов отбирали личинок четвертой стадии развития. В 200 мл раствора помещали по десять штук. В каждом варианте было по 10—11 повторностей. Наблюдения за личинками проводили через каждые 15 мин. Токсическое действие хлорофоса оценивали по поведению личинок. Отмечали особей, которые не могли активно двигаться, лежали на дне и отвечали слабыми судорожными движениями лишь на прикосновения к ним. Таких личинок доставали из раствора яда, подсушивали на фильтровальной бумаге и взвешивали на торсионных весах. В ходе опытов несколько личинок окуклилось. Их не включали в дальнейшие расчеты. Полученные данные обрабатывали обычными статистическими методами (Плохинский, 1970).

Результаты и их обсуждение

Опыт на комарах Aedes. В каждом варианте опыта преобладали личинки комаров *A. communis*. В варианте I они составляли 85,3 %, II — 84,5, III — 90,8 %. Масса тела личинок в растворах яда концентрацией 10 и 15 мг/л статистически не различалась (табл. 1). В варианте III (20 мг/л) она оказалась достоверно больше, чем в двух других — на 6,5 и 11,6 % ($p<0,01$; 0,001). Личинки при этой концентрации яда гибли быстрее. Коэффициент вариации массы тела комаров был сходен во всех трех случаях. Это свидетельствует об однородности выборки личинок, взятых для эксперимента. Оказалось, что чем больше концентрация яда, тем меньше среднее время жизни личинок в растворе и короче весь период их гибели. Начало гибели первых личинок при концентрациях 15 и 20 мг/л совпало (рис. 1). Однако пики на кривых гибели комаров в этих вариантах сдвинуты на 30 мин, а последние личинки при концентрации 15 мг/л погибли на 15 мин позже.

Значительно отличался ход гибели комаров в варианте I. Весь период гибели длился дольше на 45 и 65 мин, т. е. на 22,3 и 44,4 %, чем при больших концентрациях яда, а среднее время гибели возросло на 14,5 и 29,1 % (см. табл. 1). Судя по *F*-критерию Фишера, изменчивость среднего времени гибели различалась лишь между вариантами I и III ($p<0,01$). При концентрации хлорофоса 10 мг/л этот период был наиболее вариабель-

Таблица 1

Влияние разных концентраций хлорофоса на личинок комаров Aedes

Показатель	Концентрация (вариант), мг/л			t—критерий Стьюдента
	10 (I)	15 (II)	20 (III)	
Время гибели, мин.				
Начало	30	15	15	—
Конец	165	105	90	—
Весь период	135	90	75	—
Среднее	79,79	68,26	56,59	$t_{1-2}=3,27$
Отклонение ($\pm m$)	2,76	2,19	1,71	$t_{1-3}=7,14$
Коэф. вариации, %	34,11	32,25	31,65	$t_{2-3}=4,20$
Общее кол-во, экз.	97	98	110	—
Масса, мг				
Средняя	6,87	6,50	7,35	$t_{1-2}=1,58$
Отклонение ($\pm m$)	0,16	0,17	0,12	$t_{1-3}=2,4$
Коэф. вариации, %	23,1	25,6	17,0	$t_{2-3}=4,08$
Общее кол-во, экз.	97	96	109	—

Таблица 2

Влияние разных концентраций хлорофоса на личинок комаров *C. p. pipiens*

Показатель	Концентрация (вариант), мг/л			
	5 (I)	10 (II)	15 (III)	20 (IV)
Время гибели, мин.				
Начало	105	60	30	15
Конец	240	165	120	105
Весь период . . .	135	105	90	90
Среднее	157,81	85,98	69,24	67,12
Отклонение ($\pm m$)	2,24	2,16	1,87	1,48
Коэф. вариации, %	13,57	24,7	26,9	22,0
Общее кол-во, экз.	96	97	99	99
Критерий Стьюдента	$t_{1-2}=23,1$, $t_{2-3}=5,86$, $t_{3-4}=0,89$, $t_{1-3}=30,3$, $t_{2-4}=7,2$, $t_{1-4}=33,8$			
Масса, мг				
Средняя	3,79	3,41	3,40	3,24
Отклонение ($\pm m$)	0,13	0,094	0,08	0,079
Коэф. вариации, %	33,5	27,2	23,4	24,2
Общее кол-во, экз.	96	97	99	99
Критерий Стьюдента . .	$t_{1-2}=2,37$, $t_{2-3}=0,08$, $t_{3-4}=1,42$, $t_{1-3}=2,56$, $t_{2-4}=1,38$, $t_{1-4}=3,62$			

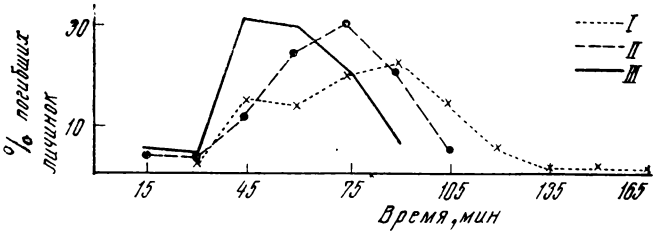


Рис. 1. Ход гибели личинок комаров Aedes в растворах хлорофоса разной концентрации, мг/л:
I — 10, *II* — 15, *III* — 20.

ным и растянутым (см. рис. 1). Следовательно, биологическая разнородность материала выборки комаров Aedes по времени гибели их в хлорофосе проявилась при концентрации 10 мг/л. Быстрая гибель комаров при больших концентрациях яда не дает возможности для ее проявления. Время, за которое происходит гибель всех взятых для опыта личинок комаров, составило 165 мин.

Опыт на С. p. pipiens. Масса тела комаров в вариантах II, III, IV не различалась. Лишь в варианте I (в растворах с концентрацией хлорофоса 5 мг/л) личинки весили больше на 10,0—14,5 % (табл. 2). Их изменчивость по массе тела была выше, чем у особей, погибших при концентрациях 10, 15 и 20 мг/л.

Анализ данных показал, что от концентрации яда отрицательно зависели интервалы времени, прошедшего от начала опыта до гибели первых и последних личинок (табл. 2). Между средним временем гибели и концентрацией яда также существовала отрицательная (криволинейная) связь ($r = -0{,}87$). Кривые, отражающие гибель личинок в разное время опыта и среднее время гибели комаров в растворах яда при концентрации 15 и 20 мг/л, были сходными. В обоих случаях наибольшее число личинок погибло к 60-й минуте опыта. Пик гибели при концентрации 10 мг/л отмечен на 15 мин позднее, а время гибели последних личинок увеличилось на 45 и 60 мин. Среднее время отравления комаров при этой концентрации было на 19,5 и 21,9 % больше, чем при 15 и 20 мг/л. Изменчивость личинок по времени гибели в яде в вариантах II, III, IV одна и та же. Коэффициенты вариации оставались в пределах 22,0—24,7 %.

Значительно отличалась устойчивость личинок *С. p. pipiens* в растворах хлорофоса концентрацией 5 мг/л (см. табл. 2). Однако динамика гибели и здесь и при концентрации 10 мг/л сходна (рис. 2). Среднее время гибели личинок при концентрации 5 мг/л превышало время гибели комаров при концентрации 10—20 мг/л на 45,5—57,5 %. Таким образом, можно сделать вывод, что концентрации хлорофоса в 5 и 10 мг/л удобны для работы в полевых условиях на личинках комаров *С. p. pipiens.*

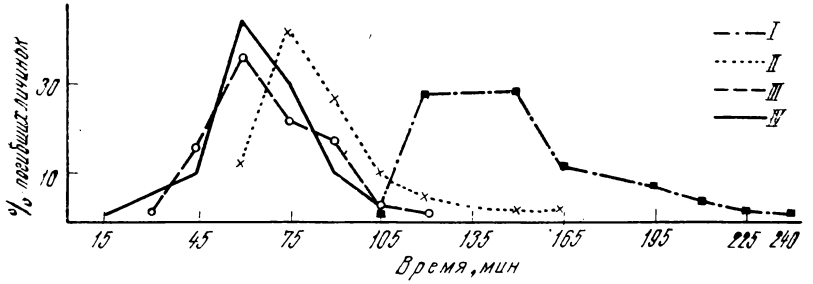


Рис. 2. Ход гибели личинок комаров *C. p. pipiens* в растворах хлорофоса разной концентрации, мг/л:
I — 5, *II* — 10, *III* — 15, *IV* — 20.

В опытах на комарах Aedes и *C. p. pipiens* были взяты одинаковые концентрации хлорофоса — 10, 15 и 20 мг/л. Сравним реакции на яд особей этих разных родов. Масса комаров *C. p. pipiens* была в 2 раза меньше, чем Aedes. При концентрации 10 мг/л личинки того и другого вида начали гибнуть через 15 мин от начала опыта. Однако пик на кривой гибели Culex отмечен раньше. Среднее время *C. p. pipiens* было больше на 7,2 %, хотя статистически оно не отличалось от времени гибели Aedes ($t_{st}=1{,}75$). При концентрации 15 мг/л по среднему времени отравления различий между Aedes и Culex не отмечено. Однако вид кривых их гибели несколько отличался. У первых была более пологая левая ветвь, а у вторых — правая. При этом на графике гибели *C. p. pipiens* пик был на 15 мин раньше.

В растворах концентрацией 20 мг/л, четко проявились различия в устойчивости к яду личинок этих родов. На рисунках видны различия в ходе гибели комаров Aedes и Culex. Так, *C. p. pipiens* начали гибнуть на 30 мин позднее, чем Aedes. Однако пик гибели первых оказался на 15 мин раньше. Самые последние особи погибали в обоих экспериментах в одно и то же время (к 165-й минуте опыта). Достоверно различалось среднее время гибели комаров разных родов ($p<0{,}001$). Оно было больше у *C. p. pipiens* на 15,7 %, и это при меньшей (в 2,3 раза) их массе в сравнении с Aedes.

В опытах на Aedes и *C. p. pipiens* изменчивость по времени гибели в хлорофосе, выраженная коэффициентом вариации, была более 20 %. При этом выборка Aedes оказалась разнороднее. Изменчивость по массе особей обоих родов в большинстве случаев была на уровне 23,4—27,2 %. Учитывая, что комары Culex были намного мельче, *C. p. pipiens* оказался более устойчив к хлорофосу, чем Aedes. Это не противоречит полученным ранее данным по сравнению устойчивости личинок *Aedes caspius dorsalis* и *C. p. pipiens* к тому же инсектициду — хлорофосу (Некрасова, 1979).

В опытах по отравлению личинок кровососущих комаров хлорофосом установили, что в полевых экспериментах для выявления физиологических различий между выборками целесообразно использовать растворы хлорофоса в концентрации 5 и 10 мг/л. При этом отравление личинок длится от 165 до 240 мин и по нескольким параметрам хорошо заметна биологическая неоднородность выборок. Проведение опытов на личинках комаров разных родов (Aedes и Culex) при этих концентрациях хлорофоса подтвердило значительно большую устойчивость к яду личинок *C. p. pipiens*.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Вашков В. И., Шнайдер Е. В. Хлорофос. М.: Медгиз, 1962. 183 с.

Гар К. А. Инсектициды в сельском хозяйстве. М.: Колос, 1974. 254 с.

Некрасова Л. С. Об эколого-физиологических различиях кровососущих комаров Aedes и Culex (Diptera, Culicidae) // Экологические и морфологические основы систематики двукрылых насекомых. Л., 1979. С. 72—74.

Некрасова Л. С. О действии хлорофоса на личинок кровососущих комаров из поселений разной плотности // Информационные материалы ИЭРиЖ УНЦ АН СССР с отчетной сессии зоологических лабораторий. Свердловск, 1978. С. 41—42.

Плохинский Н. А. Биометрия. М.: Изд-во МГУ, 1970. 367 с.

Сюзюмова Л. М. Влияние экологических факторов на устойчивость личинок амфибий к ядам // Экспериментальная экология низших позвоночных. Свердловск, 1978. С. 57—71.

Флеров Б. А. Физиологические механизмы действия токсических веществ и приспособление к ним водных животных // Гидробиол. журн. 1977. Т. 14, № 1. С. 80—86.

Л. Е. ЛУКЬЯНОВА

ИЗУЧЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ ТЕХНОГЕННЫХ ЗОН

Животные антропогенных ландшафтов существуют в условиях постоянного негативного воздействия неблагоприятных факторов. С одной стороны — рекреационная нагрузка, с другой — различного характера техногенные воздействия (промышленные загрязнения и т. д.) влияют на природные популяции животных, изменяя в определенной степени важнейшие экологические параметры. Одни из основных ценотических и популяционных показателей, отражающих жизнеспособность видовых популяций,— выровненность видов по их значимости, обилие, динамика численности, показатели воспроизводства (Уиттекер, 1980; Пианка, 1981; Одум,1975). Изучение этих параметров в условиях антропогенного воздействия в настоящее время является актуальным, что и определило цель данного исследования.

Материал и методы исследования

Исследования проводили в таежной зоне Среднего Урала на территориях, подверженных воздействию предприятий медеплавильного производства. Мелких млекопитающих отлавливали в зоне техногенного воздействия двух медеплавильных комбинатов (1—17 км) и на территории Висимского государственного заповедника, которая служила контролем. Контрольная зона расположена в 20 км от одного из источников воздействия. Отлов мелких млекопитающих проводили методом ловушко-линий в течение полевых сезонов 1987, 1988 гг. Ловушки выставляли в линию с интервалом 10 м на срок от 5 до 10 сут. В каждой линии функционировало от 50 до 350 ловушек со своим порядковым номером, что позволяло регистрировать места поимок животных и служило основой для дальнейшего статистического анализа. За период исследования отработано 28 140 ловушко-суток (л/с): 16 740 — в техногенных зонах и 11 400 — на фоновой; отловлено 2367 особей мелких млекопитающих (см. таблицу).

Провели морфофизиологический анализ отловленных живот-

Видовой состав мелких млекопитающих и число отловленных особей (N_i) в техногенных зонах (A) и контроле (B)

Вид	1987 г.		1988 г.		Σ	
	A	*B*	*A*	*B*	*A*	*B*
Clethrionomys glareolus	65 / 0,474	397 / 0,693	383 / 0,672	964 / 0,890	448 / 0,634	1361 / 0,822
Clethrionomys rutilus	14 / 0,102	5 / 0,009	45 / 0,079	4 / 0,004	59 / 0,083	9 / 0,005
Clethrionomys rufocanus	0 / 0	25 / 0,044	0 / 0	34 / 0,031	0 / 0	59 / 0,036
P. Microtus	8 / 0,058	5 / 0,009	48 / 0,084	8 / 0,007	56 / 0,079	13 / 0,008
Apodemus agrarius	10 / 0,073	0 / 0	15 / 0,026	2 / 0,002	25 / 0,035	2 / 0,001
Apodemus sylvaticus	1 / 0,007	1 / 0,002	26 / 0,046	1 / 0,001	27 / 0,038	2 / 0,001
Sicista betulina	4 / 0,029	1 / 0,002	2 / 0,004	0 / 0	6 / 0,008	1 / 0,0006
P. Sorex	30 / 0,219	139 / 0,243	51 / 0,089	70 / 0,065	81 / 0,115	209 / 0,126
Neomys fodiens	5 / 0,036	0 / 0	0 / 0	0 / 0	5 / 0,007	0 / 0
Σ	137 / 0,998	573 / 1,002	570 / 1	1083 / 1	707 / 0,999	1656 / 1
Выровненность, e	0,737	0,434	0,591	0,239	0,606	0,301
Индекс обилия, особей/100 л/с	1,2±0,1	8,3±0,5	7,7±0,4	39,3±1,6	4,2±0,2	19,6±0,7
Индекс обилия *Cl. glareolus*	0,9±0,1	6,6±0,5	5,3±0,3	36,1±1,5	2,9±0,2	17,4±0,6
Кол-во л/с	5284	2752	4600	1600	9884	4352

Примечание. В числителе — количество отловленных особей, шт., в знаменателе — обилие особей за первые 4 сут. отлова. $e=-(\sum_{i=1}^{n} p_i \cdot \ln p_i)/\ln S$, где e — показатель выровненности, p_i — доля i-го вида ($i=1, \ldots, n$) в общей численности, S — общее число видов (виды с долевым участием, равным нулю, в расчет не берутся).

ных (Шварц и др., 1967). Степень участия в размножении различных половозрастных групп оценивали по следующим показателям: состоянию генеративных органов, количеству плацентарных пятен, желтых тел беременности и эмбрионов в матке у самок, массе и размерам семенников и семенных пузырьков, наличию сперматозоидов в придатках семенников у самцов. По состоянно репродуктивных органов всех отловленных животных

делили на размножающихся (перезимовавших особей и половозрелых прибылых) и не участвующих в размножении (неполовозрелых прибылых особей).

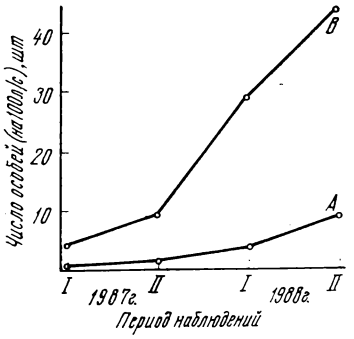
Результаты исследования и обсуждение

В техногенных зонах и на фоне были изучены видовой состав мелких млекопитающих, долевое участие видов и их относительное обилие (см. таблицу). Число видов, населяющих сравниваемые территории, практически не различалось, но видовой состав был неодинаков. Различия в нем обусловлены, в первую очередь, исчезновением на техногенной территории одного из типичных обитателей темнохвойных коренных лесов — красно-серой полевки — вследствие деградации ее основных местообитаний и появления обитателей смешанных лесов и луговых ассоциаций — полевой и лесной мыши, серых полевок, среди которых преобладает обыкновенная.

Судя по долевому участию в общем улове, абсолютный доминант среди видов на изучаемых территориях — рыжая полевка. Но ее роль в сообществе мелких млекопитающих техногенной зоны значительно ниже ($p=0{,}634$), чем в заповедной ($p=0{,}822$), что связано с антропогенной трансформацией первичных темнохвойных биогеоценозов, приводящей к возрастанию доли местообитаний (смешанные леса, луговые ассоциации) видов — приверженцев вторичных биогеоценозов и антропогенного ландшафта. В результате этого выровненность (e) долевого участия видов по Пиелу (Одум, 1975) на техногенной территории существенно выше ($e=0{,}606$), чем на фоне ($e=0{,}301$).

В исследуемые годы обилие мелких млекопитающих существенно изменялось (главным образом из-за изменения численности рыжей полевки), что повлияло на показатель выровненности. В год высокой численности рыжей полевки (1988) из-за повышения доли этого вида в суммарном улове мелких млекопитающих показатели выровненности снизились в обеих зонах, но их дистанция (0,352) между техногенной зоной и фоном практически не изменилась по сравнению с предыдущим годом (0,303). Этот факт подчеркивает индикаторную сущность показателя выровненности, указывающего на значительные различия сообществ мелких млекопитающих техногенных зон и фоновой территории.

Суммарное обилие мелких млекопитающих, выраженное в числе особей, отловленных на 100 л/с (за первые 4 сут.), в техногенной зоне было существенно ниже, чем в фоновой (что можно объяснить более низкой емкостью биотопов техногенной зоны). В год низкой численности (1987) индексы обилия на сравниваемых территориях различались приблизительно в 7, в год высокой (1988) — в 5 раз, что, вероятно, является отражением относительных различий суммарной экологической емко-



Динамика численности рыжей полевки в техногенной (*A*) и контрольной (*B*) зонах.

I — июнь — июль, *II* — август — сентябрь.

сти биотопов техногенной и заповедной территорий.

На примере доминирующего вида мелких млекопитающих — рыжей полевки — рассмотрим изменение основных популяционных параметров на территории техногенного воздействия и на фоне. Относительное ее обилие на техногенной территории в годы исследования было приблизительно в 7 раз ниже, чем в контроле, причем в годы низкой и высокой численности наблюдали лишь незначительную вариабельность данного отношения (соответственно — 7,3 и 6,8). Этот факт еще раз подчеркивает негативное воздействие техногенных факторов на состояние населения рыжей полевки, которые, преломляясь через разрушение основных биотопов данного вида и снижение экологической емкости местообитаний, приводят к существенному снижению численности вида.

Материалы по динамике численности вида на изучаемых территориях (см. рисунок) позволяют нам предполагать, что мы имеем дело, если не с одной популяцией, то с группой популяций, одинаково реагирующих на изменение условий экологического окружения. Это проявляется в сходстве динамики численности рыжей полевки в зоне техногенного воздействия и на фоне. В исследуемый период ее обилие на техногенной территории возросло в 17, а на фоне — в 10 раз, что говорит о более стабильной динамике численности полевок на заповедной территории по сравнению с техногенной. Как при низкой, так и при высокой численности обилие рыжей полевки за месяц увеличивалось на техногенной территории в 2,5, а на фоновой — в 1,5—2,2 раза (из-за более высокой репродуктивной активности полевок техногенной зоны). Это подтверждено результатами прямого анализа репродуктивных показателей зверьков сравниваемых зон. Оказалось, что доля самцов, участвующих в размножении на техногенной территории ($qA = 0{,}58$), была существенно выше, чем в контроле ($qB = 0{,}36$; $t = 6{,}21$; $\alpha < 0{,}0001$). Такая же, хотя и более слабо выраженная тенденция была характерна и для самок ($qA = 0{,}47$, $qB = 0{,}42$). Плодовитость самок (число эмбрионов) на заповедной территории ($\bar{x}B = 5{,}36 \pm 0{,}14$) также была существенно ниже, чем в зоне техногенного воздействия ($\bar{x}A = 6{,}00 \pm 0{,}22$; $t = 2{,}44$; $\alpha < 0{,}01$).

Частные характеристики популяционного воспроизводства рыжих полевок позволили нам на их основе получить интеграль-

ные показатели популяционного воспроизводства, включающие в себя (в качестве аргументов) плодовитость, соотношение полов, долю половозрелых животных среди общего числа самок популяций. Мы использовали показатели реального P_1 (число реально воспроизведенных потомков на особь популяции) и потенциального P_2 (потенциальное число потомков, которое было бы воспроизведено на одну особь популяции при условии, что все самки участвуют в размножении) воспроизводства популяции. По смыслу они близки к характеристикам, предложенным И. Г. Емельяновым и О. А. Михалевичем (1988). Интегральные показатели воспроизводства были значительно выше у полевок техногенной зоны (это устойчиво проявлялось в течение двух сезонов исследования):

Район	1987 г.		1988 г.		Σ	
	P_1	P_2	P_2	P_3	P_1	P_3
Техногенная территория .	1,58	3,06	1,30	3,00	1,44	3,03
Контроль	1,00	1,71	0,77	2,70	0,89	2,21

Полученные факты более высокого воспроизводства населения рыжих полевок на техногенной территории по сравнению с контролем можно объяснить эффектом компенсации их более высокой общей смертности, обусловленной негативным воздействием антропогенных факторов (загрязнение среды поллютантами, рекреация и т. д.), приводящим к дополнительной элиминации особей. На фоновой и техногенной территориях для населения рыжей полевки, по-видимому, характерны плотностнозависимые механизмы регуляции численности, конкретно преломляющиеся через емкость местообитаний сравниваемых зон (о чем свидетельствует существенное превышение показателя потенциального воспроизводства).

Заключение

Экологический анализ популяционных и ценотических параметров мелких млекопитающих техногенной и заповедной территорий позволяет заключить, что наиболее чувствительными к негативным воздействиям антропогенного характера являются выровненность долевого участия видов в сообществе, их обилие, динамика численности, показатели популяционного воспроизводства. В результате совокупной антропогенной нагрузки (техногенного воздействия, рекреационной нагрузки) происходит трансформация первичных биогеоценозов во вторичные, что через трансформацию местообитаний отражается на видовом составе, долевом участии и обилии мелких млекопитающих. Сообщество этой группы животных трансформируется, приобретая антропогенные свойства: появляются типичные представители антропогенных и «мозаичных» ландшафтов. Популяция рыжих полевок

на негативные дополнительные воздействия антропогенного характера, которые приводят к дополнительной элиминации животных, реагирует экстенсивно, путем повышения интенсивности воспроизводства, что и позволяет данному виду существовать в условиях антропогенного воздействия. Это в свою очередь не исключает и интенсивные пути адаптации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Емельянов И. Г., Михалевич О. А. Популяционные показатели интенсивности размножения у грызунов // Грызуны: Тез. докл. VII Всесоюз. совещ. Свердловск, 1988. С. 77.

Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.

Пианка Э. Эволюционная экология. М.: Мир, 1981. 399 с.

Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 327 с.

Шварц С. С., Смирнов В. С., Добринский Л. Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Свердловск: УФАН СССР, 1967. 387 с.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

О. А. ЛУКЬЯНОВ

К ПРОБЛЕМЕ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА И СОСТОЯНИЯ НАРУШЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ

Основная задача исследования нарушенных экосистем на сегодня заключается в разработке критериев и методов, позволяющих оценивать их степень деградации. Для решения ее необходимо ответить на ряд вопросов, связанных, во-первых, с отбором основных структурно-функциональных блоков и элементов экосистемы, на основе которых можно получить о ней целостное представление; во-вторых, с выбором информативных признаков основных элементов экосистемы, позволяющих на их основе построить функцию ее целостного состояния; в-третьих, с оценкой степени деградации нарушенных экосистем (на основе функции ее состояния и понятия «норма»). Для наших целей наиболее удобна схема экосистемы, включающая блоки автотрофов, консументов, сапротрофов и биокосный блок почвы.

Автотрофный блок растений, получая энергию солнца и используя углекислый газ атмосферы, минеральные вещества почвы, создает первичную продукцию экосистемы, величина которой пропорциональна биомассе растений и коэффициенту полезного действия фотосинтеза. Биомасса блока консументов определяется биомассой автотрофов, но из-за значительных потерь энергии (при ассимиляции органического вещества) биомасса консументов существенно ниже биомассы продуцентов. Было бы неправильно считать, что консументы, в состав которых входят наиболее активные в биологическом отношении организмы, являются только иждивенцами продуцентов. Они играют большую роль в процессах антиэнтропийного переноса вещества. В результате их деятельности стабилизируется минеральный запас элементов и улучшается минеральное питание растений, что ведет к увеличению и стабилизации продукции растений. Первичные минералы, поступающие с выбросами животных на дневную поверхность в зону наиболее интенсивного выветривания, служат ресурсами выветривания и почвообразования (Абатуров, 1973).

Исследования Р. И. Злотина и К. С. Ходашевой (1973) показывают, что основная роль животных заключается не в рас-

сеивании энергии продуцентов и переработке первичной продукции, а в участии в процессах биологического круговорота. При этом как в продукционных, так и в деструкционных процессах животные выступают в качестве катализаторов. Поэтому консументы должны в существенной мере определять самоочистительные свойства экосистемы.

Организмы, погибая, переходят в детрит, который минерализуется главным образом под действием организмов сапротрофов (микроорганизмов, грибов, простейших, почвенных беспозвоночных) и в конечном итоге формирует биокосное тело — почву. В результате деятельности сапротрофов образуется гумус — органо-минеральная субстанция, играющая значительную роль в аккумуляции питательных веществ для растений (Курчева, 1971). Кроме своей основной функции — разложения — многие микроорганизмы осуществляют глубокое преобразование материала почвообразующей породы. В ходе этого происходят разрушение и новообразование минералов, постоянное вовлечение в биологический круговорот новых порций инертной материи, а также выпадение из круговорота устойчивых химических соединений (Аристовская, 1973). Последнее свойство очень важно для человека, поскольку многие токсичные неорганические вещества могут переводиться в минералы, безвредные для человека и других организмов.

Блок почвы обязателен при комплексном исследовании экосистем, поскольку он в существенной степени определяет продуктивность и структуру автотрофов. Процессы гумусообразования, протекающие в почве, являются одним из интегральных показателей благополучия состояния экосистемы. Как правило, в ненарушенных естественных экосистемах гумусовый горизонт постепенно увеличивается во времени, в нарушенных же он довольно быстро деградирует.

Почва кроме функции питания автотрофов выполняет еще и функцию буфера экосистемы. В условиях значительной вариабельности абиотических факторов в степных биомах Северного полушария нередки случаи, когда биотическое сообщество существенно деградирует, но восстанавливается в относительно короткий срок в результате буферных свойств мощной гумусовой оболочки, которая аккумулирует биогены и зачатки организмов. В условиях же тропиков, несмотря на то, что биотические сообщества очень хорошо сбалансированы и в некоторых случаях даже характеризуются прямым возвратом в круговорот биогенных элементов мутуалистическими микроорганизмами (Одум, 1986), нарушенные лесные экосистемы восстанавливаются очень медленно, и это, видимо, определяется низкой буферностью маломощных, скудных почв.

Следующий этап — выбор основных элементов, которые характеризуют главные свойства перечисленных блоков экосистемы.

. Блок автотрофов. В большинстве экосистем основную роль в первичной продуктивности продуцентов, как правило, играют немногие виды растений-эдификаторов, которые могут создавать 90—95 % общей продукции фитомассы. В фитогенном поле растения-эдификатора формируются специфический гетеротрофный комплекс и почва. Поэтому в экосистемах обязательно изучение видов-эдификаторов. Наряду с этим необходимо также изучать и видовое разнообразие (распределение фитомассы, обилие) видов-ассектаторов, мало участвующих в создании фитосреды, но являющихся скрытым потенциалом, способствующим быстрому восстановлению сообщества при его нарушении, и определяющих, по мнению С. С. Шварца (1971), эффективность биогеохимической работы эдифицирующих видов.

Блок консументов. В этом блоке необходимо выделить группы организмов — основных потребителей первичной и вторичной продукции, которые оказывают существенное влияние на функционирование фитоценоза. Исследованиями должны быть охвачены основные систематические группы беспозвоночных и позвоночных животных, в первую очередь, классы насекомых, млекопитающих и птиц, которые, как известно, играют наиболее существенную роль в потреблении и переносе вещества и энергии фитоценоза.

Блок сапротрофов. В эту подсистему входят организмы, биология которых, как правило, наименее изучена (бактерии, актиномицеты, простейшие; из беспозвоночных — нематоды, кольчатые черви, различные представители мезо- и микрофауны). Поскольку систематика большинства групп сапротрофов не разработана или разработана слабо, при исследовании данного блока необходимо главным образом остановиться на функциональном его изучении. Для оценки интегральной скорости разложения различных типов органических остатков (растительного и зоогенного детрита) сапротрофами, а также для выявления роли в этом процессе различных размерных групп организмов можно использовать методы, ограничивающие доступ к продуктам разложения организмов определенных размеров (Edwards, Heath, 1963).

Блок почвы. В этом блоке необходимо особое внимание обратить на мощность, соотношение почвенных горизонтов и биологическую активность почвы, в значительной степени определяющих ее плодородие, буферную емкость и служащих главным условием устойчивого развития и быстрого восстановления экосистемы.

Обсудим отбор информативных признаков для элементов каждого блока, которые характеризовали бы целостные свойства экосистем на шкалах качества и желательности. Используя основные положения С. С. Шварца (1976) о «хорошем» биогеоценозе, а также ряд теоретических следствий из прогрессивной эволюции экосистем (Одум, 1986), можно предложить ряд

признаков, характеризующих экосистему хорошего качества. Первый — биомасса и численность организмов всех основных трофических уровней высокая. Второй — превышение биомассы продуцентов над биомассой консументов выражено не резко. В экосистемах с этими свойствами обеспечивается синтез большого количества кислорода и продуктов не только растительного, но и животного происхождения. Высокая численность организмов разных видов обуславливает низкую вероятность вымирания видов в результате воздействия случайных или закономерных внешних факторов.

Третий признак — высокой биомассе соответствует высокая удельная продукция (скорость синтеза биомассы). При этом произведение биомассы на продукцию стремится к максимуму, что создает предпосылки для быстрой компенсации возможных потерь биомассы. Произведение биомассы на скорость ее синтеза лучше показывает потенциальные свойства экосистемы, чем величины биомассы и продукции по отдельности. Например, удельная продукция подроста, растущего на открытом месте, очень велика. Однако устойчивость мала из-за незначительной биомассы. Он может быть потравлен скотом, забит травостоем. В противоположность этому старый лес обладает огромной массой, но из-за низкой продукции его устойчивость к вредителям низка (Бугровский и др., 1984). Величина произведения массы на продукцию может рассматриваться в качестве меры экологического потенциала различных функциональных блоков (автотрофы, почва и др.). В таком случае мера экологического потенциала всей экосистемы — объем, занимаемый экосистемой в четырехмерном пространстве (четыре координаты, каждая из которых соответствует конкретному функциональному блоку и является мерой его частного экологического потенциала). В общем случае экологический потенциал экосистемы равен произведению частных экологических потенциалов всех функциональных блоков экосистемы (автотрофов, консументов, редуцентов, почвы):

$$P_e = \prod_{i=1}^{A} P_i = \prod_{i=1}^{A} B_i S_i,$$

где P_e — экологический потенциал экосистемы; P_i — частный экологический потенциал функционального блока; B_i — биомасса и S_i — скорость синтеза биомассы (продукция) i-го блока.

Высокая скорость удельной продукции при значительной биомассе определяет способность экосистемы к быстрому самоочищению, что приводит к выведению за короткий срок из биотического круговорота различных промышленных загрязнителей или к их преобразованию в безвредные для организмов устойчивые формы (например, минералы). Для оценки интенсивности оборота любой частной характеристики экосистемы допустимо использование отношения абсолютной скорости при-

роста биомассы к величине самой биомассы, т. е. $I_i = S_i/B_i$. Эта величина принимает отрицательные значения, если биомасса деградирует, и положительные, если она нарастает. Соответственно можно предложить и показатель интенсивности оборота всей экосистемы, которая равна:

$$I_e = \left(\prod_{i=1}^{A} \frac{S_i}{B_i} \right)^{1/4},$$

где S_i и B_i — соответственно скорость синтеза биомассы и биомасса i-го блока.

Четвертый признак — большое экологическое разнообразие организмов (жизненных форм, видов, внутривидовых и внутрипопуляционных групп) разных трофических уровней обеспечивает высокую функциональную устойчивость экосистем в широком диапазоне внешних условий за счет внутренних структурных перестроек. Рассмотрим гипотетический пример с двумя видами, включающими по две морфы, как различие (разнообразие) в вероятности вымирания отдельных морф при воздействии на них определенного фактора влияет на общую вероятность вымирания вида. У первого вида вероятности вымирания для каждой морфы одинаковы и равны значению 0,5, у второго — средняя вероятность вымирания морф также 0,5, но вероятности вымирания для каждой морфы не равны и принимают значения 0,2 и 0,8. В таком случае вероятность вымирания первого вида — $0{,}5^2 = 0{,}25$, а второго — $0{,}2 \cdot 0{,}8 = 0{,}16$. Таким образом, вероятность вымирания второго вида с морфами, отличающимися по вероятности гибели, в 1,5 раза меньше, чем первого. Эти рассуждения верны и в отношении разнообразия видов, объединенных в трофические сети.

Пятый признак — выровненность видов по их значимости. Кривая значимости видов в примитивных сообществах, как правило, соответствует геометрическому ряду Мотомура, а в насыщенных сообществах — кривой значимости видов характеризующихся случайными границами между нишами, либо логнормальному распределению Престона (Уиттекер, 1980). Установлено, что для сообществ, находящихся на ранних стадиях сукцессии (либо подверженных нарушениям, либо функционирующих в суровых внешних условиях), типично наличие одного-двух господствующих видов. На более поздней стадии сукцессии сообществ или в менее суровых условиях существования наблюдается не только тенденция к увеличению общего числа видов, но и сдвиг распределения их к среднему классу, т. е. численность многих видов становится примерно одинаковой.

На наш взгляд, тенденцию к увеличению видового разнообразия и выровненности видов в ходе эволюции сообщества можно объяснить прогрессирующим воздействием биотических факторов на абиотические компоненты среды. В начале в сообще-

стве появляются пионерные виды, как правило, относящиеся к жизненной стратегии эксплерентов или к *r*-стратегам. Биология этих видов соответствует резко флюктуирующей абиотической среде пионерного сообщества. Господствующих видов на каждом трофическом уровне немного, и они преобладают по численности и биомассе. Обилие же ассектаторных видов невелико в связи с их неспособностью существовать в такой резко флюктуирующей среде. Со временем пионерные виды изменяют среду в сторону смягчения действия абиотических факторов, что приводит к снятию ряда ограничительных факторов для сопутствующих видов. Их численность и разнообразие повышаются, воздействие организмов на среду еще более возрастает, и она становится все более и более благоприятной для различных биологических форм. Так можно объяснить увеличение разнообразия видов и их выровненность в ходе эволюции экосистем.

Необходимо отметить, что в монодоминантных сообществах (например, темнохвойных формациях) их антропогенная деградация может сопровождаться эффектами, противоположными указанным. В связи со снижением роли эдификаторов возрастает мозаичность среды, что, как правило, сопровождается увеличением видового разнообразия и снижением биомассы как на автотрофном, так и на гетеротрофном уровнях.

Шестой признак — в ходе эволюции организмы *r*-стратеги замещаются *K*-стратегами (Одум, 1986; Пианка, 1981). В условиях изменчивого, непредсказуемого и неопределенного климата (на первых стадиях эволюции экосистем) в «конкурентном вакууме» наилучшей репродуктивной стратегией следует считать *r*-стратегию, т. е. максимальный вклад вещества и энергии в размножение с целью продуцировать как можно больше потомков в самые короткие сроки. Поскольку конкуренция при этом невелика, потомки могут выжить, даже если они имеют очень малые размеры и с энергетической точки зрения «недороги». Однако в более благоприятной среде обитания, в условиях ее насыщения организмами, где заметно проявляются эффекты плотности, оптимальной стратегией является *K*-стратегия. В этом случае большее количество энергии (а значит и вещества) расходуется на преодоление конкуренции, на повышение собственной выживаемости и на продуцирование более конкурентноспособных потомков. Исходя из этого соотношение организмов с различными типами стратегий в сообществах может служить одним из критериев состояния экосистемы.

Седьмой признак — большая абсолютная и удельная скорость разложения мертвых органических остатков способствует высокой скорости почвообразования, круговорота биогенных элементов, что определяет высокий потенциал самоочищения системы и создает предпосылки для быстрой компенсации возможных нарушений. Чем больше биомасса редуцентов, тем выше абсолютная скорость разложения мертвого субстрата. Отноше-

ние массы опада, формирующей подстилку, к массе самой подстилки хорошо отражает скорость разложения и освобождения химических элементов (Ковда, 1971). Чем ниже этот индекс, тем меньше интенсивность биологического круговорота в данной экосистеме. Значение этого индекса наименьшее в заболоченных лесах (менее 0,02). Во влажных тропических лесах мертвые органические остатки практически не накапливаются, индекс здесь не менее 10 (Ковда, 1971).

Восьмой признак — большая толщина (масса) биогенных почвенных горизонтов (A_1 — гумусного, A_2 — подзолистого и B — иллювиального), высокая скорость почвообразования и высокая биологическая активность почв. Эти свойства в значительной степени определяют продуктивность автотрофного уровня и способствуют быстрому восстановлению его функционирования при различных нарушающих воздействиях (Одум, 1986).

Перечисленные признаки могут оцениваться экологами в полевой обстановке, и поскольку они отражают все основные свойства экосистемы, то на их основе вначале можно построить функции, отражающие частные свойства конкретных функциональных блоков, их частный экологический потенциал, а затем ряд функций, оценивающих общее состояние экосистемы, ее общий экологический потенциал. Такой подход позволит выявить слабые критические звенья в функционировании экосистемы и факторы, лимитирующие развитие или приводящие к деградации экосистемы.

Из других целостных характеристик экосистемы следует рассмотреть устойчивость, которая важна для нормирования нагрузок различных антропогенных факторов. Современное состояние проблемы устойчивости применительно к экологическим системам в общем виде рассмотрено в обзоре А. П. Левича (1976). На наш взгляд, наиболее конструктивен подход, когда под устойчивостью какого-либо признака экосистемы понимается соотношение между изменением характеристик системы и величиной вызвавшего их воздействия. Проиллюстрируем это примером Р. Риклефса (1979. С. 160): «допустим..., что количество осадков понижается на 50 % по сравнению со средним за длительный период, но продукция растений понижается при этом только на 25 %, а численность популяции растительноядных — всего лишь на 10 %. Относительное затухание колебаний в среде по мере их прохождения по пищевой цепи служит мерой внутренней устойчивости системы — ее способности противостоять изменениям».

Таким образом, мерой устойчивости (S) конкретного признака экосистемы к конкретному возмущающему фактору является отношение коэффициента вариации воздействующего фактора (Cv_x) к коэффициенту вариации признака системы (Cv_y). Для удобства (чтобы мера устойчивости принимала значение от нуля до плюс бесконечности) из этого отношения надо

вычесть единицу: $S = Cv_x/Cv_y - 1$. Данный подход к устойчивости позволяет практически изучать устойчивость каждого экосистемного признака к интересующему нас фактору воздействия.

Таким образом, можно выявить устойчивость любого функционального блока экосистемы и слабые звенья в ней. Далее, интерес представляет также скорость затухания воздействующего фактора при прохождении с нижнего уровня до верхнего. Вероятно, в более сбалансированных системах она выше. Данный подход к устойчивости экосистем может дать обширный фактологический материал для теории экологии, что позволит понять целевые установки экосистем, которые важны для их рациональной эксплуатации. В зависимости от того, функциональные или структурные признаки системы поддерживаются на постоянном уровне, выделяют биологические системы *r*-типа со случайным управлением и системы *a*-типа с центральным управлением (Федоров, 1970). Для *a*-систем функциональные перестройки направлены на поддержание постоянства структурных характеристик, для *r*-систем — наоборот.

Для выделения экосистем этих типов необязательно непосредственное измерение факторов воздействия. Необходимо только оценивать коэффициент вариации структурных (Cv_s) и функциональных характеристик (Cv_f). В качестве структурных характеристик возьмем, например, биомассу, обилие, численность, т. е. показатели, которые рассматриваются как некоторый итог процессов к моменту наблюдения. Тогда функциональными характеристиками экосистемы будут показатели, раскрывающие скорость процесса (интенсивность), например, такие, как прирост биомассы, численности, обилия в единицу времени. Для систем *a*-типа отношение Cv_f/Cv_s всегда больше 1, для систем *r*-типа — меньше 1. Соответственно величина $S_s = \frac{Cv_f}{Cv_s} - 1$ служит мерой устойчивости систем с центральным управлением, а $S_f = \frac{Cv_s}{Cv_f} - 1$ — мерой устойчивости систем со случайным управлением.

Рассмотренные основные целостные характеристики экосистемы могут довольно полно раскрывать экологический потенциал системы, интенсивность ее оборота, устойчивость функционирования и степень гомеостаза к внешним факторам воздействия. Но оценить степень деградации экосистемы под действием антропогенных факторов на современном этапе развития экологии можно весьма приближенно из-за слабой разработанности понятий «норма», «патология» для экосистем. Наиболее конструктивен, на наш взгляд, подход, основанный на эмпирической оценке нормы экосистемы и на перечисленных теоретических предпосылках «хорошей» экосистемы. Под эмпирической нормой следует понимать состояние структурно-функциональных харак-

теристик экосистемы на фоне, где воздействие изучаемого антропогенного фактора на экосистему приближается к нулю. Для фона в этом случае перспективно использовать заповедные территории, находящиеся в тех же природно-климатических зонах, где и нарушенные экосистемы.

Степень деградации какой-либо частной или общей характеристики экосистемы может быть выражена в долях по сравнению с фоном: $D = 1 - X/\hat{X}$, где X — значение признака в нарушенной экосистеме, $\hat{X}$ — его значение на фоне. В случае полной деградации изучаемого свойства экосистемы этот показатель равен 1, при отсутствии деградации — нулю. Таким образом, можно оценить степень деградации любого частного признака экосистемы, а также деградации ее целостных характеристик, включающих экологический потенциал системы, ее самоочистительные свойства, устойчивость и гомеостаз.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абатуров Б. Д. Роль животных-землероев в перемещении химических веществ в почве // Проблемы биогеоценологии. М., 1973. С. 5—11.

Аристовская Т. В. О некоторых аспектах геохимической деятельности почвенных микроорганизмов как составной части биогеоценоза // Там же. С. 11—23.

Бугровский В. В., Меллина Е. Г., Пьявченко Н. И., Цельникер Ю. Л. Биосферный потенциал леса // Докл. АН СССР. 1984. Т. 278, № 2. С. 498—502.

Злотин Р. И., Ходашева К. С. Влияние животных на автотрофный цикл биологического круговорота // Проблемы биогеоценологии. М., 1973. С. 105—117.

Ковда В. А. Биосфера и человечество // Биосфера и ее ресурсы. М., 1971. С. 7—53.

Курчева Г. Ф. Роль почвенных животных в разложении и гумификации растительных остатков. М.: Наука, 1971. 155 с.

Левич А. П. Понятие устойчивости в биологии // Человек и биосфера. М., 1976. Вып. 1. С. 138—174.

Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 2. 376 с.

Пианка Э. Эволюционная экология. М.: Мир, 1981. 399 с.

Риклефс Р. Основы общей экологии. М.: Мир, 1979. 424 с.

Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 327 с.

Федоров В. Д. Особенности организации биологических систем и гипотеза «вспышки» вида в сообществе // Вестн. МГУ. 1970. № 2. С. 71—81.

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

Шварц С. С. Популяционная структура биогеоценоза // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1971. № 4. С. 485—493.

Edwards C. A., Heath G. W. The role of soil animals in breakdown of leaf material // Soil organisms / Doeksen, van der Drift (Eds.) Amsterdam, 1963. P. 76—84.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

Н. Ф. ЧЕРНОУСОВА

ВЛИЯНИЕ ВЫБРОСОВ МЕДЕПЛАВИЛЬНОГО КОМБИНАТА НА ЭКОЛОГО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ПРИЗНАКИ ОБЫКНОВЕННОЙ ПОЛЕВКИ

Усиление влияния загрязнения на окружающую природную среду, связанное с производственной деятельностью человека, ставит в настоящее время перед экологией ряд острых проблем. Ю. А. Израэль (1984), говоря о всестороннем анализе окружающей природной среды, выделяет шесть его этапов или стадий. Непосредственно к экологам относятся два первых этапа: анализ эффектов воздействия и определение допустимых экологических воздействий и нагрузок. В большинстве случаев мы находимся еще на первом этапе исследований, который (наряду с другими задачами) включает анализ реакций организмов, популяций, экосистем на разнообразную антропогенную нагрузку.

Хозяйственная деятельность человека по воздействию на окружающую среду имеет разную специфику в зависимости от рода производства. Предприятия цветной металлургии — интенсивные источники загрязнения внешней среды различными химическими веществами. Медеплавильные комбинаты выбрасывают в атмосферный воздух большое количество пыли, в состав который входят свинец, мышьяк, медь, цинк, селен, кадмий и другие цветные и редкие металлы. Сера, содержащаяся в медных рудах, окисляется до сернистого ангидрида (основного загрязняющего компонента промышленных выбросов в атмосферу), закисляет почвы, действует непосредственно на древесную и травянистую растительность, вызывая анатомические и физиологические изменения (Черненькова, 1985; Игнатенко, Тарабрин, 1986; Krause et al., 1983; Keller, Beda, 1984; Miller, 1984; Schitz, 1984; L'Hirondelle, 1985; Hinrichen, 1986; Murach, 1986). Изменения растительных сообществ наиболее заметны, видимо, поэтому растения в нарушенных ценозах в первую очередь привлекли внимание биологов. Исследования влияния промышленных загрязнений на млекопитающих — это главным образом работы по изучению накопления и распределения токсических веществ в органах и тканях. Реакция организмов и

сообществ млекопитающих в природных биоценозах остается еще малоизучаемой.

Среди млекопитающих грызуны — наиболее подходящий объект для целей мониторинга. Во-первых, они — консумент первого порядка и, потребляя растения, воздействуют на них и на почву. Проходя через организм животного, накопленные в растениях и на растениях загрязняющие вещества в той или иной степени накапливаются и в различных тканях зверя и могут влиять на их функции. Во-вторых, грызуны — основной корм как пернатых, так и четвероногих хищников, поэтому любые воздействия, ухудшающие состояние грызунов, а, следовательно, и их численность, должны сказаться в верхних трофических звеньях. Грызуны (как объект мониторинга) привлекают еще и тем, что многие их виды многочисленны и довольно широко распространены. Это немаловажно для получения представительных выборок животных из различных мест. И наконец, ряд видов грызунов — традиционно лабораторные животные в токсикологических экспериментах.

Токсикологические исследования по действию загрязняющих веществ предприятий цветной металлургии на лабораторных животных и человека ведутся давно. Но они касаются, в основном, непосредственного контакта с загрязняющими веществами в концентрациях, обычных на предприятиях или в непосредственной близости от них. Кроме того, методы токсикологии, связанные с затравливанием животных и наблюдением за последующими изменениями их функций, не подходят для природных экосистем. Токсикологи используют в своей работе выборку близких по возрасту, массе и размерам животных. А грызуны, отловленные в природе,— чаще всего разновозрастные звери, отличающиеся по массе и размерам. В такой выборке при сравнении животных из разных популяций (возможно и с разными фазами динамики численности) возникает много дополнительных помех в вычленении различий, связанных с межпопуляционной изменчивостью, от изменений, вызванных промышленными эмиссиями. Те очевидные аномалии внешнего облика и нарушения функций организма, которые наблюдают в токсикологическом эксперименте у затравленных лабораторных животных, почти невозможно обнаружить в природе из-за быстрой естественной элиминации ослабленных особей. Мы попытались (опираясь на опыт токсикологов) применить комплекс методов с использованием функциональной нагрузки, позволяющей выявить скрытую неустойчивость равновесия организма со средой обитания (Саноцкий, 1970). Цель нашей работы — изучение влияния медеплавильного комбината на полевок рода Microtus, обитающих в зоне действия выбросов, и оценка пригодности видов серых полевок как объектов зоомониторинга. Мы также попытались найти показатели, которые в дальнейшем могли быть использованы для целей мониторинга.

Материал и методика

Полевок отлавливали трапиковыми живоловками в зоне выбросов Карабашского медеплавильного комбината (КМК) и в относительно чистых районах для контроля: на стационаре-биостанции УрГУ (в 50 км на юго-восток от Свердловска) и в Ильменском государственном заповеднике (стационар «Миассово»). Отлов грызунов на биостанции проводили в летнее время с 1984 по 1987 г. для выяснения закономерностей изменения ряда показателей в течение лета и по годам. В Ильменском заповеднике материал собирали в июле 1986 г.; в зоне выбросов КМК (в 3—4,5 км от завода против розы ветров («С-З-К») — в конце мая — начале июня, июля, августа 1986 и 1987 гг., а также (в 3,5—4 км по розе ветров («Ю-В-К») — в конце мая — начале июня 1986 г.

Определяли морфофизиологические индексы внутренних органов полевок: печени, селезенки, сердца, почек, надпочечников (Шварц и др., 1968). Для выявления резервов организма (его реакции на голод) каждую выборку полевок делили на две группы, одну из которых примерно за 12 ч до обследования помещали в клетки с опилом без пищи. Животные второй группы до начала эксперимента получали изобилие корма. В редких случаях голодавшие животные погибали. Количество погибших полевок не было связано с загрязненностью района, поэтому мы их не включили в состав обрабатываемого материала. Реакцию на голод определяли как разницу между среднестатистическими значениями индексов сытых и голодавших животных.

У сытых полевок, собранных за весь период исследования, вычисляли индекс состояния: отношение веса (W) к длине (L) тела (табл. 1), используемый в ряде работ (Lidicker, 1973; Heikura, 1977; Adamczewska-Andrzejewska, 1982) для характеристики состояния грызунов в природных популяциях. Увеличение этого показателя соответствует большей упитанности животного, и наоборот. Беременные самки и неполовозрелые особи в расчет не принимались. Однако, чтобы иметь возможность сравнить наши данные с результатами, полученными польскими зоологами для популяции обыкновенной полевки из Нижней Силезии (Adamczewska-Andrzejewska, 1982), мы вычислили и обратное отношение $\frac{L}{W}$, так как в их работе индекс состояния определен именно таким способом.

На сеголетках обыкновенной полевки, отловленных в июле — начале августа 1987 г. в загрязненном и чистом районах, нами был поставлен эксперимент по действию 12-часового голода на величину потери веса и прослежено последующее ее изменение в течение 45 дней. В первые 25 дней животных взвешивали каждые 5 дней, затем через 10. Отловленные в природе полевки

Таблица 1

Индекс состояния (упитанности) *M. arvalis*, $\frac{W, \text{г}}{L, \text{мм}} \cdot 100$

Год отлова	Индекс состояния			
	adultus	*subadultus*		
	Биостанция			
	Конец мая — начало июня		Июль	Август
1984	30,5±3,1	27,3±4,2	24±2,4	21,8±1,6
1985	—	24,2±3,1	23,7±3,4	24,7±5
1986	31,6±4,9	25,6±2,3	—	26,3±4,3
1987	—	—	Август 27,3±3,7	Сентябрь 27±3,7
	«С—З—К»			
1986	28,9±4,1	—	—	Август 23,3±3,1
1987	—	—	—	Сентябрь 22,8±1,9
	«Ю—В—К»			
1986	25,7±5,8	—	—	—

Примечание. Здесь и в табл. 2: для всех данных — $M \pm \sigma$ (M — среднее, σ — дисперсия); обозначения мест отлова см. в разделе «Материал и методика».

различаются по весу и чтобы сопоставить их между собой, вес каждого зверя перед опытом принимали за 1 и относительно него рассчитывали все остальные веса по формуле: $\frac{W_i}{W_0}$, где W_0 — вес перед опытом, W_i — вес очередного определения. Все результаты были обработаны статистически.

Результаты и обсуждение

Морфофизиологические признаки. Относительный вес внутренних органов токсикологии используют как один из критериев выявления действия вредных веществ на лабораторных животных (Рылова, 1964; Саноцкий, 1970). Однако действие токсических веществ не всегда сказывается на этих признаках. Чаще всего, как отмечает И. В. Саноцкий (1970), изменение весовых коэффициентов внутренних органов происходит лишь при наличии органических поражений. Мы, экспериментируя на грызунах, отловленных в природе, не встречали животных с органическими поражениями, так как в естественных условиях ослабленные особи довольно быстро элиминируют. Возможно, поэтому мы не выявили существенных различий по морфофизиологическим признакам между полевками из загрязненных и чистых районов. Отсутствие достоверных различий в относи-

тельных весовых показателях внутренних органов не может говорить об отсутствии влияния выбросов КМК на грызунов, обитающих в зоне загрязнения. Процессы компенсации в организме часто затрудняют выявление изменений в состоянии животных. Скрытая неустойчивость равновесия организма со средой обитания может выявиться с помощью функциональных нагрузок (Саноцкий, 1970). Одна из наиболее подходящих для наших исследований нагрузка, предлагаемая токсикологами,— голод (Рылова, 1964; Саноцкий, 1970). По реакции на голод (потере в относительном весе различных внутренних органов) мы предполагали выявить возможные изменения в состоянии грызунов, обитающих в загрязненных районах. Естественно, что при голодании относительный вес органов менялся в зависимости от их функции в организме. Индексы печени и селезенки у голодавших животных ниже, а сердца и почек — выше, чем у сытых. Разница индексов печени сытых и голодавших (перезимовавших) обыкновенных полевок в начале лета и сеголеток — в конце лета с биостанции оказалась сходной (табл. 2), т. е. по реакции на голод перезимовавшие звери и сеголетки не отличаются.

Полевок из окрестностей КМК не удалось сравнить в течение лета по месяцам, так как в отловах начала лета преобладала перезимовавшая пашенная полевка, а в середине и в конце лета — сеголетки-экономки. Хотя индексы печени у сеголеток-экономок в начале и в конце лета существенно не различались, реакция на голод у июльских животных оказалась более выраженной, чем у отловленных в августе (см. табл. 2). Возможно, такая реакция — следствие того, что в конце лета грызуны потребляют корма больше, чем необходимо для энергетических затрат организма (Абатуров, Магомедов, 1988), поэтому при голодании расходуется часть резервных веществ жира, а также избыток питательных веществ из крови. В июле потребность в корме и его потребление равны (Абатуров, Магомедов, 1988), поэтому для энергетических нужд организм расходует более глубокие резервы. Печень — важный запасающий орган, и по его изменениям при голодании можно судить об энергетических затратах организма (помимо жировых запасов), компенсирующих голод. Почти одинаковая реакция на голод перезимовавших обыкновенных полевок с биостанции и «Ю-В-К» позволяет предположить, что энергетические потребности организма у животных из чистого и грязного районов практически одинаковы (в чистом даже несколько больше).

Относительный вес селезенки — признак, сильно варьирующий из-за ряда факторов. Поэтому часто, при очевидных различиях средних величин, из-за высокой дисперсии признака они достоверно не различаются. Среди рассмотренных групп животных самые большие отличия индексов селезенки отмечены у сеголеток полевки-экономки с биостанции и «С-З-К» в конце лета.

Таблица 2

Разница индексов сытых и голодавших полевок (1986 г.)

Исследуемая группа		Морфофизиологические индексы, ‰							
		M. arvalis adultus		*M. agrestis adultus*	*M. oeconom subadultus*	*M. arvalis subadultus*	*M. oeconomus subadultus*		*M. arvalis subadultus*
		«Ю—В—К»	Биостанция	«С—З—К»		Миассово	«С—З—К»	Биостанция	
		Конец мая — начало июня			Июль		Август		
Печень	n сытые	7	12	5	10	13	10	8	13
	$\overline{X}_с$	5,9±1,2	5,5±0,9	6,1±1,5	5,6±1,2	5,7±1,2	5,4±1,1	5±0,7	6±1,1
	n голодные.	8	9	10	5	9	10	8	13
	$\overline{X}_г$	5,4±1	4,8±0,6	5±1,1	4,7±1,8	5,7±0,8	4,9±0,4	4,9±0,6	5,4±0,9
	$\overline{X}_с—\overline{X}_г$	0,5	0,7	1,1	0,9	0	0,5	0,1	0,6
Селезенка	$\overline{X}_с$	3,2±1,4	3,7±2,2	2,8±1,3	2,4±0,7	3,5±1,9	3,2±2,1	1,7±1,1	3,8±1,6
	$\overline{X}_г$	2,8±1,2	3±1,6	1,8±0,4	1,7±1,1	3±2,5	2,7±1,1	2,3±0,9	3,6±1,6
	$\overline{X}_с—\overline{X}_г$	0,4	0,7	1	0,7	0,5	0,5	—0,6	0,2

Продолжение табл. 2

Исследуемая группа		Морфофизиологические индексы, %							
		M. arvalis adultus		*M. agrestis adultus*	*M. oeconom subadultus*	*M. arvalis subadultus*	*M. oeconomus subadultus*		*M. arvalis subadultus*
Сердце	$\overline{X}_с$	6,1±1	5,9±0,9	6,2±1	5,9±0,9	6,4±2	5,5±1,4	5,3±0,4	6,3±2,2
	$\overline{X}_г$	7,7±1,3	7,5±1	6,3±1,4	7,5±1,1	7,5±1,1	5,6±0,4	5,7±0,9	6,1±0,8
	$\overline{X}_с-\overline{X}_г$	—1,6	—1,6	—0,1	—1,6	—1,1	—0,1	—0,4	0,2
Почки	$\overline{X}_с$	7,3±1,2 / 7,2±1,1	7,3±1,2 / 7,4±1,2	7,5±0,8 / 7,5±0,8	7,6±0,9 / 7,5±0,9	8,8±1,3 / 8,8±1,2	6,9±0,7 / 6,8±0,6	6,8±0,7 / 6,7±0,7	8,3±0,6 / 8,3±0,5
	$\overline{X}_г$	8,2±1,4 / 8,4±1,4	8,5±2,1 / 8,4±2	7,5±0,9 / 7,6±1	8,2±1,2 / 8±1,3	9,5±1,1 / 9,6±1,2	7,3±1,2 / 7,5±0,9	7,3±1,2 / 7,3±1,1	8,5±1,3 / 8,6±1,2
	$\overline{X}_с-\overline{X}_г$	—0,9 / —1,2	—1,2 / —1	—0 / —0,1	—0,6 / —0,5	—0,7 / —0,8	—0,4 / —0,7	—0,5 / —0,5	—0,2 / —0,3
Надпочечник правый	$\overline{X}_с$	3,7±1,1	2,6±1,4	2,1±0,8	1,9±1,1	2,1±1,2	3,3±1,6	2,2±1,3	3,4±1,1
	$\overline{X}_г$	3,8±1,6	2,7±1,7	2,1±0,9	1,6±0,6	2,1±0,9	1,5±0,8	2,5±1,1	3,6±1,6
	$\overline{X}_с-\overline{X}_г$	—0,1	—0,1	0	0,3	0	1,8	—0,3	—0,2

Примечание. $\overline{X}_с$ — среднее значение индексов сытых, $\overline{X}_г$ — то же голодавших животных; в числителе — правая, знаменателе — левая почка; n — количество обследованных животных.

Причем это наблюдается при определении средних значений индексов у сытых животных и при реакции на голод. Однако мы не установили никакой закономерной связи изменения индекса селезенки у животных при голодании с загрязненностью среды (см. табл. 2). Селезенка — депо эритроцитов, поэтому при голодании, по-видимому, происходят ее сокращение и дополнительный выброс клеток крови, что ведет к снижению относительной массы органа.

Функции сердца и почек не связаны с запасающими свойствами организма, поэтому они имеют больший относительный вес животных, не получавших пищи. И, естественно, чем больше потеря в весе тела у зверька, тем выше значение индексов этих органов. Только в одном из всех рассмотренных нами случаях (*M. arvalis* с биостанции, август) индекс сердца у голодных животных оказался несколько ниже, чем у получавших пищу *ad lib*. Влияния загрязненности среды на разницу индексов сердца и почек, печени и селезенки у сытых и голодных животных мы не обнаружили. «Размеры надпочечников можно рассматривать в качестве одного из лучших показателей общего физиологического состояния организма» (Шварц и др., 1968. С. 200). Любые условия, требующие мобилизации внутренних сил организма в ответ на самые различные раздражители, ведут к гиперфункции надпочечников, которая отражается на их гистологическом строении и размерах. Определяя индексы надпочечников в разные периоды лета, мы отметили тенденцию к их увеличению в течение лета и у экономок из «С — З — К» и у обыкновенных полевок с биостанции, но достоверных отличий не было. Это согласуется с представлениями о функциональных группах. Реакция на голод индексов надпочечников у полевок-экономок, отловленных в конце лета в грязном и чистом районах, оказалась противоположной: у животных из «С — З — К» их разница у сытых и голодавших была положительной (1,8), а у полевок с биостанции — отрицательной (0,3). Однако у перезимовавших обыкновенных полевок из тех же районов эта разница была одинаковой (см. табл. 2), т. е. загрязнение не сказывается на индексе надпочечника.

Полученные нами результаты позволяют заключить, что загрязнение среды не влияет на морфофизиологические признаки и на их изменение под действием функциональной нагрузки.

Индекс состояния ($\frac{L}{W}$) связан обратной зависимостью с упитанностью животного. Изучая связь этого показателя с динамикой численности в разные месяцы (марте — апреле, июне, августе, октябре), К. Адамчевска-Андрзежевска (1982) установила, что индекс состояния у обыкновенной полевки меняется в течение лета, причем рассматривать его нужно с учетом возраста животного. Была установлена связь этого показателя с динамикой численности, т. е. в разные годы в одни и те же месяцы индек-

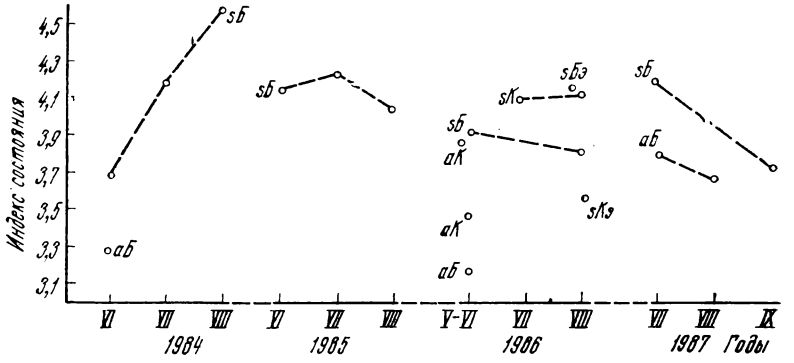


Рис. 1. Индекс состояния обыкновенной полевки в разные годы динамики численности.

а — перезимовавшие звери, *s* — сеголетки, *э* — полевка-экономка; *Б* — биостанция, *К* — «С — З — К», *К'* — «Ю — В — К» (названия мест отлова животных расшифрованы в тексте).

сы состояния отловленных животных отличались. Осенью почти во все годы состояние животных было хуже, чем летом, исключая год пика численности, когда с мая по октябрь индекс изменялся незначительно: 6,37 (V), 4,88 (VI), 6,29 (VIII) и 5,66 (X). Самое низкое значение индекса в разные годы наблюдалось в июне или августе (Adamczewska-Andrzejewska, 1982).

Значения индексов состояния, полученные нами, заметно отличались от данных польских зоологов. У них эти значения варьировали от 4,26 до 8,52, у нас — от 3,16 до 4,57 (исследуемые нами полевки были более упитаны).

Все принимаемые нами в расчет животные — половозрелые (не менее 19—20 г). В тех выборках, где имелись перезимовавшие звери, мы обрабатывали их отдельно. Группа *adultus* оказалась достаточно многочисленной для статистики только в двух выборках (1984, 1986 гг.). В обоих случаях индексы различались достоверно, перезимовавшие звери были более упитанными, чем сеголетки (рис. 1). Установлена связь величины индекса состояния у *subadultus* с динамикой численности, что соответствует закономерностям изменения этого показателя у *M. arvalis* из Нижней Силезии (Adamczewska-Andrzejewska, 1982).

В течение лета 1984 г. мы наблюдали снижение численности полевок (в августе она была значительно ниже, чем в начале лета). Соответственно индекс состояния в конце лета был самым высоким, что свидетельствует об ухудшении состояния животных. Летом 1985 г. численность животных была невысокой (самая низкая — в июле), изменялась незначительно. Колебания индекса у сеголеток обыкновенной полевки в течение лета были несущественны (см. рис. 1). В 1986 г. наблюдался подъем

численности, индекс состояния в начале и конце лета был почти одинаков.

В окрестностях КМК в 1986 г. после глубокой депрессии в предыдущем году был резкий подъем численности грызунов. В начале лета нами были сделаны представительные выборки перезимовавших обыкновенных полевок в «С — З — К» и «Ю — В — К», что позволило сравнить их с полевками из чистого района. Индекс состояния у полевок из подветренной зоны загрязнения достоверно выше, чем у животных с контрольного участка. У полевок, отловленных в 4 км от КМК против розы ветров, он был ниже, чем у животных из «Ю — В — К», но выше, чем с биостанции. Те и другие отличия были недостоверными, но заметными (см. рис. 1). Сеголетки из «С — З — К» в конце августа также имели индекс выше, чем животные такого же возраста из контрольного района. Таким образом, упитанность у перезимовавших зверей и у сеголеток в зоне загрязнения оказалась меньше. На состоянии животных вряд ли сказалась их кормовая база, так как травянистый покров во всех биотопах был развит хорошо. По всей вероятности, высокое значение индекса в загрязненных районах — результат нарушения каких-то функций организма.

В 1987 г. мы провели эксперимент на сеголетках, отловленных в конце июля — начале августа на биостанции и «С—З — К». Почти 2 мес животных содержали в виварии Института экологии растений и животных в одинаковых условиях на естественном корме *ad lib*. Индекс состояния, определенный в конце сентября, у обыкновенных полевок из окрестностей КМК был достоверно выше, чем у полевок с биостанции (хотя нужно отметить, что *n* было невелико — 6). Даже при одинаковых условиях жизни обыкновенные полевки из загрязненного района оказались менее упитанными, что могло быть следствием хронических изменений у животных в зоне выбросов КМК (предположение, правда, спорное). Возможно, это были просто межпопуляционные различия, подобные тем, которые мы отмечали для *M. arvalis* с биостанции и из Нижней Силезии. В пользу этого предположения свидетельствуют результаты, полученные нами на полевках-экономках. Этих животных мы отлавливали в течение всего периода исследования, но, к сожалению, выборки то в загрязненном, то в чистом районе были недостаточны или недостаточно однородны по возрасту. Только в августе 1986 г. мы имели возможность сравнить по шесть сеголеток (с небольшим разбросом индекса). У экономок с биостанции индекс состояния был достоверно выше, чем у полевок из «С—З—К», т. е. мы получили картину, обратную той, которую наблюдали у обыкновенной полевки.

Таким образом, меньшая упитанность *M. arvalis* из окрестностей КМК не является следствием повышенного загрязнения, так как оно не может одновременно отрицательно влиять на

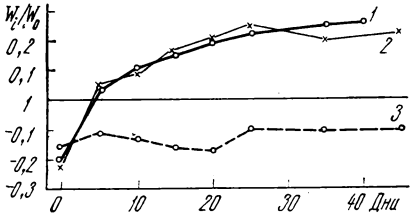


Рис. 2. Динамика восстановления массы после голода у обыкновенной полевки.

1 — сеголетки с биостанции, *2* — из «С — З — К», *3* — перезимовавшие полевки с биостанции.

обыкновенную полевку и оказывать благоприятное действие на экономку, обитающих в перекрывающихся станциях.

Изменение массы после голода. Эксперимент по изучению влияния 12-часового голода на потерю массы и последующего его изменения в течение 45—60 дней проводили на обыкновенных полевках из двух популяций: с биостанции и из окрестностей КМК в 4 км против розы ветров. На полевках с биостанции было поставлено два эксперимента: на перезимовавших, отловленных в начале июня (по восемь самцов и самок), и на сеголетках, отловленных в первой половине августа (пять самцов, восемь самок). Из окрестностей КМК обследовано пять самцов и десять самок. Для каждого зверя была построена отдельная кривая роста. Все кривые из одной выборки имели сходный характер изменения массы, иногда с небольшим сдвигом во времени. Никаких различий в росте между самками и самцами мы не обнаружили, поэтому внутри группы их объединили и (для удобства анализа) в каждой временной точке вычислили средние, по которым построили графики (рис. 2).

Реакция на голод *subadultus* и *adultus* оказалась совершенно разной. Хотя при голодании перезимовавшие полевки теряли в массе несколько меньше, чем сеголетки (15,5 и 21,1 % соответственно), однако первоначальная масса (W_0) у *subadultus* восстанавливалась на 4—5-й день, затем все время возрастала. А *adultus* после голода так и не достигала W_0, т. е. перезимовавшие полевки и сеголетки по-разному на него реагируют.

В эксперименте на морских свинках М. Л. Рылова (1964) установила, что животные, подвергавшиеся затравке, на неполноценном рационе питания худели сильнее, чем контрольные. В конце восстановительного периода масса тела у всех контрольных животных была выше исходных величин, а у затравленных колебалась в пределах исходных величин (исходная масса всех животных была одинаковой). Подобные результаты были получены и на белых мышах. Автор считает, что этот метод позволяет выделить какие-то изменения организма, не обнаруживаемые пока другими методами, но несомненно возникшие под влиянием вредных веществ. Мы решили применить его на животных из природных популяций. При голодании сеголетки *M. arvalis* из загрязненного района теряли в массе несколько больше, чем из чистого (22,2 и 21,1 % соответственно), но раз-

ница была несущественной (см. рис. 2). Нарастание массы в течение всего периода исследования у полевок из обоих районов шло одинаково. Они довольно быстро (на 4—6-й день после голода) достигали первоначальной массы, и последующий средний ее прирост в обеих выборках не различался. Это дает возможность предположить, что на полевок из окрестностей КМК не повлияло загрязнение среды.

Заключение

Таким образом, все методы, которыми мы воспользовались, не выявили каких-либо существенных различий в состоянии грызунов загрязненного и чистого районов. Хотя, по данным ботаников (Черненькова, 1985), именно для окрестностей КМК установлены деградация растительных сообществ, изменение структурной их организации, морфоанатомические и другие изменения растений, но, по-видимому, такие нарушения не влияют на обеспеченность кормом грызунов и их состояние. Поэтому численность грызунов и их видовой состав в этом районе вполне соответствуют таковым в других, ненарушенных лесных сообществах.

Нам представляется маловозможным использование полевок в качестве видов-индикаторов для целей мониторинга медеплавильного производства и, по-видимому, производств других цветных металлов. Нарушенность растительных сообществ вызывают главным образом кислотные дожди и повышенная кислотность среды, что на грызунов, по всей вероятности, не оказывает большого влияния.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абатуров Б. Д., Магомедов М.-Р. Д. Факторы трофической обусловленности динамики и устойчивости популяций растительноядных млекопитающих // Экология популяций. Новосибирск, 1988. Ч. 1. С. 5—7.

Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометиздат, 1984. 470 с.

Игнатенко А. А., Тарабрин В. П. Поступление тяжелого азота в растения под влиянием сернистого газа // Интродукция и акклиматизация растений. Киев, 1986. Вып. 5. С. 28—30.

Рылова М. Л. Методы исследования хронического действия вредных факторов среды в эксперименте. Л.: Медицина, 1964. 228 с.

Саноцкий И. В. Методы определения токсичности и опасности химических веществ. М.: Медицина, 1970. 343 с.

Черненькова Т. В. Влияние промышленных выбросов на лесные фитоценозы: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1985. 17 с.

Шварц С. С., Смирнов В. С., Добринский Л. Н. Метод морфофизиологических индикаторов в экологии наземных позвоночных. Свердловск: УФАН СССР, 1968. 387 с.

Adamczewska-Andrzejewska K. A. Population structure of Microtus arvális against the background of a community of rodents in crop filds // Polish Ecological Studies. 1982. V. 7, N 2. P. 193—212.

Heikura K. Effect of climatic factors on the field vole Microuts agrestis // Oikos. 1977. N 29. P. 607—615.

Hinrichen D. Multiple Pollutants and forest decline // Ambio. 1986. V. 15, N 5. P. 258—265.

L'Hirondelle S. J. Effects of SO_2 on leaf conductance, xylem tension, fructose and sulphur levels of jack pine seedings // Env. Pollut. 1985. N 4. P. 373—386.

Keller T., Beda H. Effects of SO_2 on the germination of conifer pollen // Ibit. 1984. N 3. P. 237—243.

Krause G. H., Jung K. D., Prinz B. Neure Untersuchungen zur Aufklarung immissionsbedingter Wadschaden // VDI — BER. 1983. N 500. P. 257—266.

Lidicker W. Z. Jr. Regulation of numbers in an island population of the california vole, a problem in community dynamics // Ecol. Monogr. 1973. N 45. P. 271—302.

Miller H. G. Deposition-plant — soil interaction // Phil. Trans-Roy Soc. Is., 1984. N 1124. P. 339—351.

Murach D. Forest decline: a status reportbon the effect via soil and roots // Rapp. Lugenjorsvetenskapsakad. 1986. à 310. P. 29—30.

Schmitz I. Schwefeldioxid schadigt Biorhytmik der Planzen // Lole — Mitt. 1984. V. 9, N 4. P. 46—48.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

Н. Ф. ЧЕРНОУСОВА

К ОЦЕНКЕ ВЛИЯНИЯ ПРОМЫШЛЕННЫХ ВЫБРОСОВ НА МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ

Влияние промышленных выбросов на окружающую среду рассматривается сейчас многими отраслями науки. Активно подыскиваются виды живых организмов, которые могли бы стать биоиндикаторами, проводятся исследования методов оценки действия на организм различных загрязнений. Актуальность таких работ несомненна. Возможны два пути оценки действия загрязнений на животных: первый — учет количества накапливающихся в органах и тканях загрязнителей, второй — реакция организмов на их действие. У каждого из них есть свои плюсы и минусы. Для верности оценки нужно использовать и тот и другой вместе, что на деле бывает не всегда.

Мы избрали способ оценки реакций организма на внешние воздействия. Очевидно, для подобных исследований наиболее пригодны широко распространенные и многочисленные виды, например, заяц *Lepus europaeus* L. (Novakova, 1979; Novakova et al., 1973), полевки родов Clethrionomus и Microtus.

В качестве характеристики состояния животных в районе загрязнения мы рассматривали показатели крови, основная функция которой — поддержание внутреннего гомеостаза. Кровь реагирует на изменение различных параметров внешней среды, поэтому изучение ее показателей позволит выявить степень влияния промышленных выбросов на животных. Результаты токсикологических исследований по воздействию этих выбросов на кровь детей (Holub, Pelech, 1980; Pico, 1960; Schmidt et al., 1966) могут служить предпосылкой для такого предположения.

Сезонная изменчивость некоторых показателей крови у грызунов (количество эритроцитов, гемоглобина, гематокрита) уже была изучена ранее (Мокриевич, 1966; Кривошеев, Уманцев, 1979; Sealander, 1962; Scelza, Knoll, 1982). Целью наших исследований было выяснить, как изменяются показатели крови у полевок в течении лета и по годам. Этот этап нашего опыта мы считали обязательным, так как возможна ситуация отлова животных из разных районов в разные сроки лета, поэтому необходимо знать, не повлияет ли на результаты время отлова грызунов.

Материал и методы

Обыкновенных полевок (с диплоидным набором хромосом 2n=46) отлавливали живоловками в окрестностях биостанции УрГУ (в 50 км на юго-восток от Свердловска) в мае, июле, августе 1983 г. и в июне, июле 1984 г., в мае 1983 г.— в зоне выбросов Карабашского медеплавильного комбината (КМК, в 4 км на северо-запад); в августе 1984 г.— в Туве (Эрзинский р-н). Изучено 18, 42, 20, 17, 31, 23, 9 животных (соответственно указанным районам и месяцам). Перезимовавших полевок и сеголеток объединили при анализе, так как предварительные расчеты не выявили существенной разницы между ними по рассматриваемым параметрам.

Для подсчета показателей крови использовали обычные методы определения гемоглобина, содержания его в одном эритроците — СГЭ (Кост, 1975) и определения форменных элементов. Количество ретикулоцитов и скорость их созревания определяли по методике, предложенной А. В. Илюхиной с соавторами (1982). Морфофизиологические индексы вычисляли в промилях отношения массы органа к массе тела. Результаты 1983, 1984 гг. обработаны раздельно. В каждом случае для сравнения по отдельным признакам применяли двухфакторный, а по комплексу — канонический анализ (Андерсон, 1963; Rempe, 1972).

Результаты и обсуждение

Нашей первой задачей было выяснение влияния времени отлова полевок в течение лета на анализируемые показатели. Сезонные изменения показателей крови многие исследователи наблюдали у ряда видов диких грызунов: у оленьих хомячков (Sealander, 1962), обыкновенной полевки (Иванова, 1979; Мокриевич, 1966), рыжей полевки (Исаев, 1982; Дмитрова и др., 1982), кенгуровых прыгунов (Scelza, Knoll, 1982) и т. д. Эти изменения Силандер (1962) Йозеф и Дилл (1982) изучали в связи с температурой окружающей среды и установили зависимость от ее изменения некоторых показателей крови. Такая закономерность объясняется тем, что с температурой среды меняется интенсивность обмена у животных, а количество эритроцитов и концентрация гемоглобина играют важную роль в процессах обмена. Но колебание температуры воздуха характерно не только для разных сезонов. В широтах Среднего Урала иногда существенные ее сдвиги происходят и в течение лета. Например, в 1983 г. начало (май, июнь) и конец (август) лета были прохладными, а июль — очень жарким (дневная $t \sim 28\,^{\circ}C$).

Количество эритроцитов у полевок в середине лета 1983 г. было существенно ниже (табл. 1; рис. 1), чем в начале и конце ($P_{\text{май}-\text{июль}}<0{,}05$, $P_{\text{июль}-\text{август}}<0{,}01$). Концентрация гемоглобина менялась в течение лета с той же закономерностью, но

Таблица 1

Показатели крови полевок, отловленных в окрестностях биостанции УрГУ и Карабашского медеплавильного комбината летом 1983 г.

Группа, месяц	Выборка	Эритроциты в 1 мм³ крови × 10^6	Гемоглобин, %	СГЭ	Лейкоциты в 1 мм³ крови × 10^3	Ретикулоциты: на 1 тыс. эритр.	Ретикулоциты: скорость созревания	n
Биостанция								
1-я, май	I	10,53	20	19	5,45	18,7	2,4	12
		0,91	1,95		1,45	13,4	2,8	
	II	11,79	19,7	16,7	4,82	8	0,5	6
		0,87	1,12		1,18	3	0,3	
	III	10,95	19,9	18	5,24	15,1	1,8	18
		1,06	1,7		1,37	12,1	2,5	
2-я, конец июня—июль	I	9,65	18,6	19,2	5,17	19,9	1,6	24
		0,93	1,5		1,43	10,7	1,8	
	II	9,59	18,9	19,7	4,94	14,7	1,1	18
		1,17	1,2		1,6	10,5	1,6	
	III	9,62	18,7	19,4	5,07	17,7	1,4	42
		1,03	1,4		1,49	10,8	1,7	
3-я, август	I	10,3	19,2	18,6	6,13	17,4	1,3	10
		1,71	2,1		1,6	8,0	1,2	
	II	11,15	19,6	17,6	5,16	14,1	0,3	10
		1,64	1,5		1,7	4,4	0,3	
	III	10,72	19,4	18	5,65	15,7	0,8	20
		1,69	1,8		1,68	6,5	1	
Среднее за лето		10,2	19,1	18,7	5,25	16,6	1,4	80
		—	—		—	—	—	
Окрестности КМК								
4-я, май	I	10,8	18,5	17,1	3,9	10,8	0,7	10
		0,58	1,3		1	3,7	0,5	
	II	9,89	17,7	17,9	4,49	14,9	1,1	7
		0,83	1,2		1,59	5,5	1,8	
	III	10,53	18,2	17,3	4,04	12,3	0,9	17
		0,7	1,3		1,24	4,9	1,2	

Примечание. Здесь и в табл. 2: СГЭ — содержание гемоглобина в одном эритроците; в числителе — среднее значение показателя, в знаменателе — дисперсия; I — самцы, II — самки, III — среднее для самцов и самок месяц для тех и других.

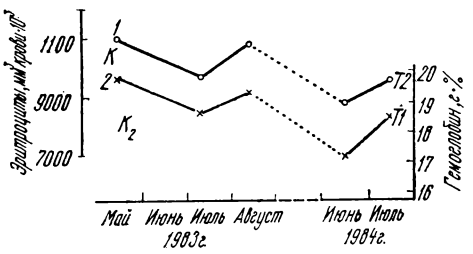


Рис. 1. Изменение количества эритроцитов и гемоглобина в течение лета 1983, 1984 гг. у обыкновенных полевок из окрестностей биостанции.

1 — эритроциты, *2* — гемоглобин; К — окрестности КМК, Т — Тува.

различия оказались недостоверными. Содержание лейкоцитов в единице объема крови практически не менялось. Скорость созревания ретикулоцитов была самой высокой в начале лета, а затем постепенно снижалась. Но в связи с высокой изменчивостью признака статистически значимых различий не установлено.

Температурные условия лета 1984 г. оказались иными, чем 1983 г. Средняя температура июня и июля почти не различалась и не достигала высоких величин. Возможно, поэтому все показатели крови (кроме гемоглобина) у полевок, отловленных в июле и июне, были сходными (табл. 2). Наши результаты вполне согласуются с изменениями показателей крови, установленными Силандером (Sealander, 1962) для белоногих хомячков. Изучая динамику красной крови (в продолжение 20 мес) у одних и тех же животных, содержащихся в клетках на улице, он обнаружил у них значимые различия в концентрации гемоглобина летом и зимой, которые он связывает с температурой окружающей среды. Отсутствовала сезонная изменчивость в СГЭ и диаметре эритроцита. Подобная динамика показателей крови наблюдалась и у хомячков, отловленных в природе и обследованных одновременно с животными клеточного содержания. В течение длительного теплого периода показатели крови у них практически не изменялись, лишь в самом жарком месяце (июле) оказались незначительно ниже, чем в другие месяцы. Такое продолжительное постоянство обусловлено, по-видимому, тем, что исследования проводились в южном районе, где температурный минимум за весь период не опускался ниже +5 °С. Как известно, гематологические показатели связаны с энергетикой организма, и, естественно, что при адаптации к колебанию температур могут происходить их сдвиги. Но для сдвигов необходимы сильные колебания температуры окружающей среды, а те, которые наблюдал Силандер, оказались недостаточными.

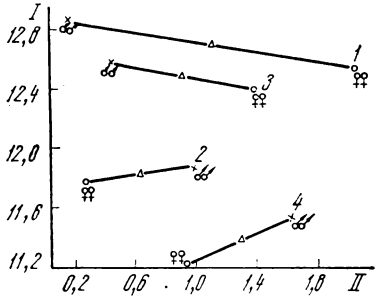
У обыкновенных полевок, отловленных в Казахстане, Т. М. Иванова (1979) обнаружила сезонные различия в содержании эритроцитов, причем наибольшее количество отмечено у полевок зимней и летней генераций. С чем связана такая реакция? Возможно, она явилась следствием высокой летней температуры и своеобразной реакции организма, обеспечивающей снабжение тканей большим количеством O_2 в жаркую погоду. Кроме

Таблица 2

Индексы органов и показатели крови полевок, отловленных летом 1984 г.

Группа, месяц	Выборка	Индекс, %					Показатель крови				n
		печень	селезенка	сердце	почки	надпочечник	эритроциты, млн/мм³	гемоглобин г %	СГЭ	лейкоциты тыс/мм³	
					Биостанция						
5 я,	I	51,4 / 8	5,52 / 3,48	5,48 / 0,61	8,1 / 0,89	0,18 / 0,05	8,65 / 1,09	17 / 1,5	19,7	4,5 / 1,45	16
июнь	II	57,2 / 7	4,99 / 3,39	5,95 / 0,82	7,44 / 1,01	0,38 / 0,16	8,74 / 1,16	16,9 / 1,3	19,3	2,9 / 1,57	15
	III	54,2 / 8	5,27 / 3,39	5,71 / 0,75	7,78 / 0,99	0,28 / 0,14	8,7 / 0,97	16,9 / 1,3	19,4	3,73 / 1,69	31
6-я,	I	48,5 / 5,6	4,29 / 3,18	5,74 / 0,69	8,42 / 1,55	0,26 / 0,1	9,4 / 1,19	18,7 / 1,6	19,9	3,78 / 1,88	13
июль	II	54,2 / 9,4	6,15 / 6,6	5,92 / 0,98	8,51 / 1,61	0,48 / 0,14	9,53 / 0,83	18,3 / 0,6	19,2	2,7 / 1,2	10
	III	51 / 7,9	5,1 / 4,92	5,82 / 0,81	8,46 / 1,54	0,36 / 0,16	9,46 / 1,03	18,5 / 1,3	19,6	3,31 / 1,68	23
Среднее за оба месяца	—	52,8	5,2	5,76	8,07	0,31	9,01	17,6	19,5	355	54
					Тува (Эрзинский р-н)						
7-я, август	III	53,1 / 9,1	1,28 / 0,27	5,9 / 0,41	6,76 / 0,57	0,2 / 0,05	8,66 / 1,62	19,5 / 1,04	22,5	3,9 / 0,91	9

Примечание. Обозначения см. в табл. 1.



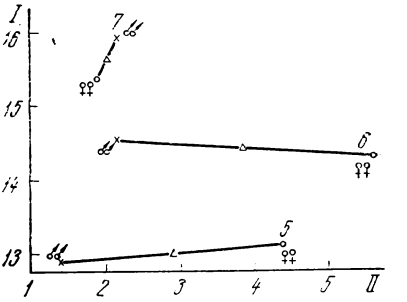


Рис. 2. Проекции векторов средних значений показателей крови у полевок, исследованных в 1983 г., в плоскости двух первых (I, II) канонических осей.
1—4 — исследуемые группы.

Рис. 3. Проекции векторов средних значений индексов органов и показателей крови у полевок, исследованных в 1984 г., в плоскости двух первых канонических осей.
5—7 — исследуемые группы.

того, известно, что полевки разных генераций отличаются физиологически, и, видимо, с этим связаны сезонные отличия показателей крови. Но, на наш взгляд, более убедительно первое предположение, так как при обследовании взрослых половозрелых особей генерационная принадлежность сказываться не должна. Ведущий фактор все-таки — температура окружающей среды.

Таким образом, можно сделать вывод, что животные одного вида, отловленные и обследованные при сравнимых температурах, имеют сходные показатели крови, т. е. при сравнении грызунов из разных районов допустимо брать животных, отловленных в разные сроки лета, но не при сильно различающейся температуре (в наших средних широтах оптимальные температуры приблизительно 18 ± 6 °С).

На втором этапе наших исследований мы выяснили действие загрязнения выбросами металлургического комбината на показатели крови обыкновенной полевки (*M. arvalis*). При сравнении по комплексу показателей крови (рис. 2) оказалось, что полевки из окрестностей КМК и биостанции наиболее удалены в направлении первой канонической оси, на которую приходится около 80 % всей изменчивости. Особенно велико расстояние между перезимовавшими животными, отловленными в мае из загрязненного и чистого районов. Среди полевок с биостанции выделяется лишь июльская выборка, а майская и августовская имеют практически совпадающие векторы.

Дисперсионный анализ по отдельным признакам показал, что у перезимовавших животных с биостанции количество эритроцитов ($0{,}01 < P < 0{,}05$) и гемоглобин ($P < 0{,}01$), выше, чем у зверей из окрестностей КМК. Если сравнить усредненные за лето показатели у полевок из грязного и чистого районов, то значи-

мые различия обнаружены только по концентрации гемоглобина. Высокая дисперсия показателей не позволила выявить каких-либо достоверных различий по таким признакам, как число ретикулоцитов, скорость их созревания и количество лейкоцитов. Однако все показатели у перезимовавших грызунов, обитающих в зоне загрязнения КМК, были несколько ниже, чем у грызунов в контрольном районе.

Существуют данные, что при неблагоприятных условиях у грызунов более низкое количество лейкоцитов, чем у тех, которые живут в оптимальных условиях. Поэтому мы можем предположить, что пониженное содержание лейкоцитов у полевок из загрязненного района — результат неблагоприятных условий их обитания. Конечно, окончательные выводы делать пока преждевременно, так как могут быть и другие причины, связанные, например, с динамикой численности или иными факторами.

Чешские зоологи (Hejlkova et al., 1983) установили обратную зависимость между количеством лейкоцитов и уровнем загрязнения среды: большее число лейкоцитов имели полевки из района, загрязненного промышленными эмиссиями. Авторы предлагают даже количество лейкоцитов использовать в качестве показателя биоиндикации. С нашей точки зрения, этот показатель вряд ли пригоден для биоиндикации (из-за очень высокой изменчивости).

Летом 1984 г. мы обследовали животных, привезенных из Тувы (по данным глобального мониторинга, это один из самых чистых районов СССР). Сравнение их с полевками с биостанции также не позволило сделать заключение о пригодности какого-либо из показателей крови для биоиндикации (рис. 3). Результаты канонического анализа, проведенного по комплексу признаков, показали, что животные из Тувы в направлении первой канонической оси (на которую приходится большая часть изменчивости) заметно удалены от полевок с биостанции. Дисперсионный анализ не выявил существенных различий по отдельным признакам. И хотя индекс селезенки у *M. arvalis* из Тувы почти в 4 раза меньше, отличия недостоверны. Установлено, (Hejlkova et al., 1983), что индекс селезенки у грызунов, живущих в загрязненных условиях, выше, чем у контрольных. Подобные результаты получил Г. А. Катаев (1983), обнаружив, что относительная масса селезенки выше в районе загрязнения, в какой-то мере это согласуется и с нашими данными.

Выводы

1. На показатели крови сказываются достаточно сильные колебания температуры (даже в течение лета), поэтому мы предлагаем сравнивать животных из разных районов при сходной температуре окружающей среды.

2. Загрязнения, по всей вероятности, влияют на некоторые

показатели крови и индекс селезенки грызунов, но без дополнительной проверки для биоиндикации эти признаки использовать нельзя.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Андерсон Т. Введение в многомерный статистический анализ. М.: Физматгиз, 1963. 496 с.

Дмитрова П. М., Герасимов С., Барболова З. В. Сезонни исследования върху чурвената кръвявна на кафявата горска полевка (*Clethrionomys glareolus pirinys* Wolf., 1940) от Витоша // Екология. 1982. № 10. С. 54—58.

Иванова Т. М. Сезонные изменения некоторых гематологических показателей у разных генераций обыкновенной полевки и домовой мыши // Грызуны — вредители сельскохозяйственных растений. Алма-Ата, 1979. С. 205—213.

Ильюхина А. В., Буровская Т. Е., Шафиркин А. В., Ключанская Н. В. Некоторые методические исследования эритроцитарного баланса по данным подсчета инкубированных ретикулоцитов // Космич. биология и авиакосмич. медицина. 1982. № 3. С. 86—88.

Исаев С. И. Сезонные изменения некоторых энергетических показателей в популяции рыжих полевок в условиях Подмосковья // Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосковья. М., 1982. С. 92—96.

Катаев Г. А. Мелкие млекопитающие горных районов Кольского полуострова. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1983.

Кост Е. А. Справочник клинических и лабораторных методов исследования. М.: Медицина, 1975. 208 с.

Кривошеев В. Г., Уманцева Н. Д. Эколого-физиологические исследования сибирского и копытного леммингов // Экология полевок и землероек на северо-востоке Сибири. Владивосток, 1979. С. 50—69.

Мокриевич Н. А. Эколого-физиологические особенности обыкновенных полевок (*Microtus arvalis* Pall.) и домовых мышей (*Mus muscuous* L.) в волжскоуральских песках // Зоол. журн. 1966. Т. 45, вып. 3. С. 447—451.

Hejlkova D., Jirouš J., Bejček V., Ječny V. The impact of industrial immission on the number of leucocytes and the spleen and liver weight of the common vole, *Microtus arvalis* // Ekológia, 1983. N 1. P. 75—84.

Holub M., Pelech L. Some growing and hemathological indexes of scholl age children living in various localities of district Mělník // Čs. hygiena. 1980. N 25. P. 158—164.

Nováková E. Hare as indicator of industrial immission impact on the LPA Český kras // Památky a přírody. 1979. N 8. P. 508—509.

Novácová E., Finková A., Sva Z. Etitude preliminaire des proteines sangiunes ches la lieévre commun exposé aux pollutions industrielles // Lectures of the international sci. conf. of hunting. Sopron, 1973. P. 69—83.

Pico V. The atmosphérical pollution and blood coloured index // Čs. hygiena. 1960. N 5. P. 297—301.

Sealander J. A. Seasonal chenges in blood values of deer mise and other small mammals // Ecology. 1962. N 43. P. 107—109.

Scelza J., Knoll J. Seasonal variation in various blood indeces of the kangaroo rat, Dipodomy panamintinus // Comp. Biochem. and Physiol. 1982. V. 71. P. 237—241.

Schmidt P., Petr B., Picko V. The indexes of wite blood series and tonsiles and throuth lymphatic glands condition diagnostic criteria of gentle change of child organism // Čs. hygiena. 1966. N 11. P. 473—478.

Rempe V. An ilustration of the prinsipel ideas of MANOVA // Biometrics. 1972. V. 28. N 1. P. 235—238.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

Э. З. ГАТИЯТУЛЛИНА

МИТОТИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ПОКРОВНОГО ЭПИТЕЛИЯ ОБЫКНОВЕННОЙ ПОЛЕВКИ И ОСТРОМОРДОЙ ЛЯГУШКИ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Химические поллютанты, поступающие в окружающую среду, помимо общетоксического действия способны оказывать мутагенный эффект на клетки высших и низших растений и, возможно, человека (Ворошилин и др., 1973, 1975; Гилева и др., 1972; Sharma et al., 1987). Действие химических соединений на клеточное деление и индукцию хромосомных аномалий — важнейший критерий для идентификации повреждения генетических систем. Многочисленные работы данного профиля выполнены, как правило, на культуре клеток человека и на соматических клетках экспериментальных животных *in vivo*. Цитогенетические исследования на животных из природных популяций нам не известны. Мы изучали влияние выбросов медеплавильного комбината на клеточное деление и возникновение хромосомных перестроек в клетках эпителия роговицы обыкновенных полевок и остромордой лягушки, отловленных в зоне действия предприятия.

Материал и методика

В качестве объекта исследования была выбрана эпителиальная ткань роговицы, наиболее удобная для цитологического анализа, поскольку она представляет собой бессосудистую систему: метаболиты здесь поступают в клетки равномерно через базальную мембрану; клетки эпителия вплотную прилегают друг к другу, образуя гомогенные слои (Заварзин, Щелкунов, 1954). Протоплазматический рост в таких тканях можно измерить путем подсчета числа клеток в популяции или в определенной выборке из нее (Иберт, 1968).

Роговая оболочка Anura в общем подобна роговице большинства позвоночных (Попов, 1938). Но есть немаловажное различие в развитии роговицы: у высших позвоночных оно происходит на ранних стадиях эмбрионального развития, у бесхвостых амфибий этот период сильно растянут (заканчивается много позже, после выхода зародыша из яйцевой оболочки). Последнее об-

стоятельство в значительной мере облегчает изучение развития этой части глаза именно у бесхвостых амфибий (Попов, 1938).

Материал фиксировали в ацеталкоголе (смесь из трех частей абсолютного спирта и одной части ледяной уксусной кислоты). Этот фиксатор удовлетворительно сохраняет прижизненные параметры клеток и обеспечивает успешную окраску хромосом (Лилли, 1969). После фиксации в течение 2 ч материал хранили в 70-градусном спирте. Тотальные препараты роговицы готовили по обычной методике (Епифанова, 1965) окрашивали гематоксилином по Бёмеру (Роскин, Левинсон, 1957). В роговице подсчитывали количество митозов в пятидесяти полях зрения, учитывая митозы, располагающиеся в периферических и центральных участках эпителия, так как известно, что интенсивность деления клеток в разных зонах роговицы у амфибий неодинакова (Стрелин, 1934; 1935). Головастики амфибий эквивалентны поздним эмбриональным стадиям высших позвоночных и проявляют значительные физиологические, анатомические и гистологические изменения в течение развития.

Митотическая активность тканей, как полагает ряд исследователей (Соколов, Кузнецов, 1978), — один из показателей общей активности организма и его физиологического состояния. Эпителий роговицы непосредственно соприкасается с загрязняющими среду веществами и выполняет защитную функцию (что нечасто встретишь среди меристемных тканей в животном организме). Митотическую активность при исследовании полевок определяли на тотальных препаратах роговицы, приготовленных обычным способом (Епифанова, 1965). Просматривали по сто полей зрения на препарате, учитывая делящиеся клетки среди 15 тыс. общего их количества. Отмечали клетки с аномалиями хромосом в поздней анафазе и ранней телофазе. Сравнение полученных данных проводили по критерию Стьюдента.

Результаты и обсуждение

Исследование амфибий проведено в 1988 г. в окрестностях крупного медеплавильного комбината на Южном Урале. Юго-Восточная зона города по направлению господствующих ветров лишена растительности и не пригодна для обитания позвоночных животных. Единичные кладки остромордой лягушки были обнаружены в водоемах на северо-западе и в 1 и 2 км к югу от комбината — вблизи автодороги. На южной окраине города (в 3 км от источника загрязнения) в водоеме № 1 (900 м^2) было подсчитано 150 кладок икры остромордой лягушки общей численностью около 110 тыс. яиц. Для сравнения обследовали водоемы № 2, 3 на окраинах двух деревень (в 6 и 15 км к югу от города). В № 2 обнаружили 71 кладку (64 тыс. икринок), а в № 3—16 (около 27 тыс.).

По результатам многочисленных лабораторных эксперимен-

тов известно, что яйца и личинки большинства видов земноводных на воздействие различными физико-химическими препаратами отвечают определенными морфологическими и физиологическими изменениями. Характерные изменения их постэмбрионального развития легко поддаются качественному и количественному определению. В качестве основных критериев влияния загрязнения в природных условиях используют показатель смертности яиц, постэмбриональную скорость роста и развития, изменение пигментации, морфологические уродства.

Размножение лягушек в трех обследованных нами водоемах началось практически одновременно — 23 апреля. Эмбриональное развитие продолжалось две недели. Смертность в этот период была минимальна по сравнению с эмбриональной смертностью в изученных популяциях этого вида. Отмечено снижение скорости роста головастиков в водоеме № 2. Это могло быть связано с относительно более высокой численностью хищников (рис. 1, 2). Для сравнения приведены (табл. 1, 2) ранее полученные нами данные при изучении скорости роста и развития личинок остромордой лягушки, обитающей вблизи Полевского криолитового завода (Свердл. обл.) и в 6 км от него. Результаты цитологического и статистического анализа тканевого роста у личинок говорят об общих закономерностях динамики митотической активности и изменения величины клеток в процессе морфогенеза остромордой лягушки. Совокупность данных свидетельствует о высокой толерантности личинок остромордой лягушки к химическому загрязнению среды.

В конце личиночного периода определили численность головастиков. В водоеме № 1 было около 12,5 тыс. личинок, что составляет 11,4 % от общего количества отложенных в этом водоеме икринок. В № 2 произошла наибольшая потеря личинок: их осталось не более 1 тыс., или 1,6 %. В № 3 перед метаморфозом находилось около 2,6 тыс. головастиков, т. е. почти 10 % от общего количества яиц, отложенных лягушками.

Выход сеголеток на сушу начался одновременно в трех водоемах — 23 июня. Масса тела сеголеток, завершивших метаморфоз, в водоемах вблизи источника эмиссии и двух контрольных различалась (табл. 3). Наибольшей массой тела, так же как и индексом печени, обладают лягушки, отловленные в 15 км от комбината. Эти различия нивелируются после роста сеголеток на суше. Сеголеток с аномалиями развития и заболеваниями немного: 1,6 и 1,4 % в водоемах № 1, 2 соответственно, в № 3 он значительно ниже — 0,2 %. Показатели митотической активности у сеголеток в сравниваемых водоемах существенно не различаются. Вариабельность значений размеров тела сеголеток и митотической активности не выходит за пределы этих показателей у сеголеток, обитающих в природных лесных водоемах (табл. 4). Однако при исследовании клеток эпителиальной ткани роговицы у части сеголеток, отловленных в окрестностях ком-

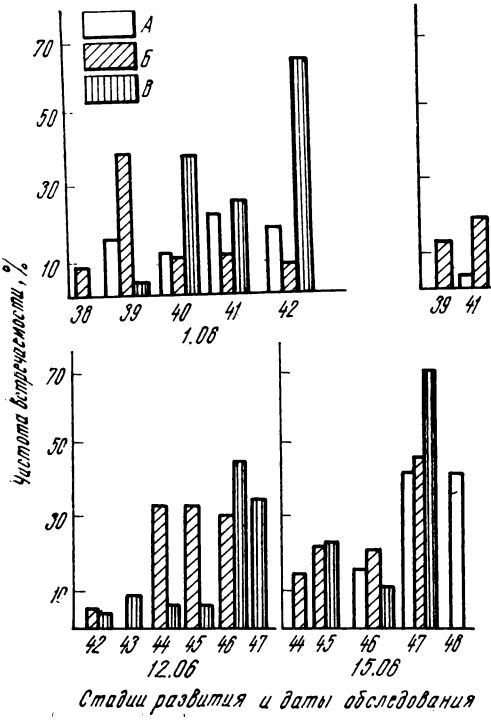


Рис. 1. Соотношение стадий развития личинок остромордой лягушки в отдельных выборках из водоемов в техногенной и контрольных зонах (1988 г.)

Здесь и на рис. 2: А — водоем № *1* (в окрестностях медеплавильного комбината); Б — № *2* (в 6 км от города); В — № *3* (в 15 км от города). Стадии личинок определены по Дабагян и Слепцовой (1975).

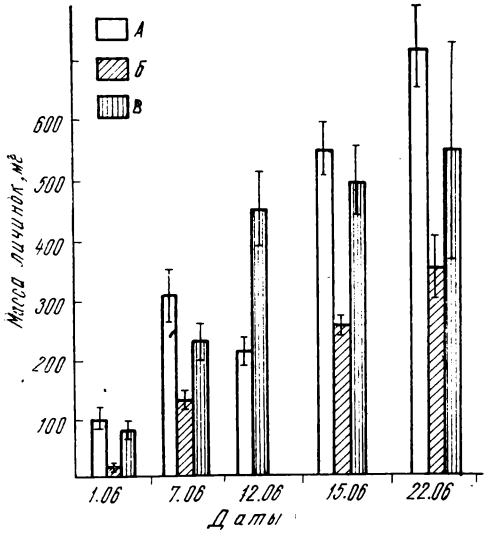


Рис. 2. Рост личинок остромордой лягушки в техногенной и контрольных зонах (1988 г.)

Таблица 1

Митотическая активность и размеры клеток эпителия роговицы личинок, развивавшихся в водоеме № 1

Дата отлова	Стадия развития	Масса тела, мг	МА	Размер клетки, мкм²	*n*
7.06	26,3	30,1±3,6	15,4±4,4	148,7±8,4	8
»	26,4	38±10,9	28,2±13,7	137,1±13,1	5
14.06	26,3	50,7±2,8	13,2±3	125,3±13,1	11
»	26,4	78±7,1	17,7±4,2	118,1±8,5	9
19.06	26,5	104,1±13,6	18,9±4	107,3±14,7	8
»	26,6	119,2±12,2	18,4±6,2	116,1±14	5
»	26,7	127,9±8,9	24,4±5	98,5±3,8	8
5.07	30_{I}	407,8±22	15,2±4,4	53,6±1,9	6
»	30_{II}	444,7±36,7	24,3±6,7	48,6±3	6
»	$30_{все}$	426,2±24,4	19,8±3,5	51,1±1,8	12
»	31	377,5±19,5	21,7±4,9	58,4±1,5	16
9.07	30_{I}	578,6±43,1	27,9±6,4	Нет свед.	8
»	30_{II}	611,6±28,1	30,9±3,9	»	18
»	$30_{все}$	595,1±22,1	29,4±2,9	»	26
»	31	525,3±11,2	31,5±2,7	56,2±4,5	22
13.07	31	517,8±16,5	20,6±3,1	67,3±4,4	20

Примечание. Здесь и в табл. 2—4 количество митозов подсчитано в пятидесяти полях зрения; во всех таблицах: МА — митотическая активность; стадии личинок определены по Терентьеву (1950).

Таблица 2

Митотическая активность и размеры клеток эпителия роговицы личинок, развивавшихся в водоеме № 2

Дата отлова	Стадия развития	Масса тела, мг	МА	Размер клетки, мкм²	*n*
7.06	26,3	45,1±2,4	11,7±1,5	128,0±12,5	16
»	26,4	63,2±4,8	15,2±2,6	128,7±17,7	15
»	26,4	49,4±4,1	19,4±4,1	Нет свед.	7
14.06	26,4	76,2±8,2	15,4±1,9	123,3±11,2	9
»	26,5	105,9±12,1	19,3±3	122,7±10,2	12
»	26,6	123,9±8,8	18,6±1,6	104±6	10
»	26,7	141,1±6,5	22,5±3,6	109,5±7,7	10
19.06	26,5	131,4±23	11,6±5,8	101,6±10	5
»	27	327,1±10,9	18,5±1,6	83,6±1,9	35
25.06	27	461,2±18	24,2±2,7	67,2±2,3	39
1.07	27	477,2±26,7	23,6±4,4	59,4±1,8	11
»	27,5	552,1±22,5	18,4±3,4	57,5±2,8	9
»	28	617,2±48,3	18,6±6,2	57,1±4,6	5
5.07	28	466,6±17,3	20,1±2,9	70±2,3	8
»	30_{I}	286±35,2	38,4±9	63,5±2,7	5
»	30_{II}	302,8±7,4	41,2±6	58,6±1,3	13
»	$30_{все}$	294,4±10,9	39,8±4,8	60±1,4	18
»	31	310,5±10,2	34,1±4,6	65,9±7,4	15
9.07	31	339,1±13,4	33,3±3,6	61,3±2,1	23

Таблица 3

Митотическая активность эпителия роговицы сеголеток остромордой лягушки в окрестностях медеплавильного комбината и на фоновых территориях

Период развития	Дата отлова	n	Масса тела, мг	Индекс печени, ‰	МА
			Водоем № 1		
А	25.06	28	375,1±8,4	Нет свед.	22,9±2,3
А	27.06	30	394±10,6	»	16,4±1,6
А	29.06	26	378,5±1,3	35,7±1,9	24,7±4
Б	6.07	28	351,4±12,8	27,1±1,1	17,5±1,8
			Водоем № 2		
А	25.06	30	284,1±10,1	Нет свед.	18,6±2,7
А	29.06	29	260,5±11,3	30,4±1,6	17,0±1,3
Б	8.07	25	382,8±11,6	23,6±1,4	18±2
			Водоем № 3		
А	27.06	30	483,1±19,6	Нет свед.	22,6±2,2
А	29.06	24	398,3±15,1	48,8±2,1	28,5±2
Б	9.07	30	407,9±23,3	27,1±1,7	23,5±1,5

Примечание. А — по окончании метаморфоза; Б — после роста на суше.

Таблица 4

Митотическая активность и размеры клеток эпителия роговицы сеголеток, развивавшихся в пяти природных лесных водоемах

№ водоема	Масса тела, мг	МА	Размер клетки, мкм²	n
1	165,2±5,7	24,3±3,2	81,4±3,1	17
2	256,8±10,1	16,0±3,5	79,3±1,8	12
3	471,3±9,9	18,1±2,2	70,5±1,7	14
4	179,7±5,9	24,8±3,4	74,5±2,1	18
5	301,9±15,6	35,2±4,4	107,6±6,4	17

Таблица 5

Митотическая активность эпителия роговицы обыкновенной полевки в техногенной и контрольных зонах

Место отлова	МА	n	t	P
Окрестности комбината	32,3±6	40	—	—
Биостанция УрГу	47,4±2,4	74	2,331	0,02
Ильменский заповедник	50,2±6,1	33	2,096	0,05

бината (водоемы № 1, 2), в ана-телофазах обнаружены хромосомные перестройки в виде хромосомных мостов и фрагментов хромосом (это 10 % животных в выборке из водоема № 1 от 27 июня и 12 % сеголеток от 8 июля, отловленных вблизи водоема № 2). Хромосомные перестройки у сеголеток остромордой лягушки в природных лесных водоемах ранее не наблюдали. Аберрантные сеголетки от общего количества проанализированных составляют менее 3 %. Таким образом, мы можем отметить высокую резистентность сеголеток остромордой лягушки к повреждающим химическим факторам среды.

Реакцию клеток млекопитающих на воздействие техногенного загрязнения изучали на примере обыкновенной полевки. Животные были отловлены весной и летом 1986 г. в 4—5 км от месторасположения медеплавильного комбината против направления господствующих ветров. Контрольные, относительно чистые, участки располагались в Ильменском заповеднике (биостанция «Миассово») и неподалеку от биостанции УрГУ (Сысертский р-н). Декапитацию зверьков, вскрытие их и морфометрию органов проводили в лаборатории. Автор выражает благодарность Н. Ф. Черноусовой за предоставленную возможность исследовать отловленных ею животных.

На мышевидных грызунах показана связь между изменениями сезонными в морфофизиологии и соответствующими на тканевом уровне (Амстиславская, 1975). Эти данные мы учитывали при оценке влияния промышленных загрязнений на клеточное деление у полевок. По комплексу морфофизиологических показателей (массе тела, относительным размерам внутренних органов, величине гимуса, состоянию репродуктивных органов) выделили физиолого-функциональные группировки — ФФГ (Оленев, 1981, 1983). I — перезимовавшие зверьки (бывшая II ФФГ) — родоначальники популяций, созревают весной. II — несозревающие в год рождения сеголетки — представители последних и части первых когорт с низким уровнем обмена веществ: для них характерно состояние «законсервированной молодости» (по Шварцу), живут 13—14 мес, выполняют функцию переживания неблагоприятных условий зимы, служат основой популяции следующего года. III — половозрелые, размножающиеся сеголетки — представители первых когорт: характеризуются высоким уровнем обмена, высокой скоростью старения, живут 3—4 мес, выполняют функцию наращивания численности популяции.

У обследованных нами полевок обнаружены существенные различия на цитологическом уровне (табл. 5). Интенсивность клеточного деления в эпителиальной ткани животных, отловленных вблизи медеплавильного комбината, значительно ниже по сравнению с этим показателем у животных из фоновых территорий. Подавление клеточного деления под воздействием техногенного загрязнения выражено у животных I (майские выборки)

Таблица 6

Изменение митотической активности эпителия роговицы обыкновенной полевки в зависимости от местообитания и физиологического состояния

Место отлова	Физиолого-функциональные группировки					
	МА(I)	p	МА(II)	p	МА(III)	p
Окрестности комбината	27,8±9,7	—	44,6±17,5	—	23,3±6	—
	n=7	—	n=10	—	n=8	—
Биостанция УрГу	57,8±7,7	0,02	37,5±15,6	—	46,2±4,4	0,002
	n=22	—	n=6	—	n=32	—
Ильменский заповедник	—	—	67,2±15,3	0,966	33,3±6,6	—
			n=10	—	n=23	—

Примечание. I — перезимовавшие, II — не созревшие в год рождения, III — половозрелые, размножающиеся сеголетки.

и III ФФГ (июльские выборки) (табл. 6). Различия между выборками из чистых и загрязненных зон высоко достоверны ($P<0,02$ и 0,002 соответственно). Наибольшая устойчивость к повреждающему фактору отмечена у животных II ФФГ. В популяции полевок, обитающих в окрестностях медеплавильного комбината, выше процент зверьков с аберрациями хромосом в эпителиальных клетках (14 % животных, принадлежащих к I, и 10 % — к III ФФГ). Соответствующие показатели для контрольной зоны: 9,1 и 3,1 %. Аномалии представлены одиночными и множественными мостами, фрагментацией и отставанием хромосом в анафазе.

Таким образом, при использовании грызунов в качестве индикаторов промышленных загрязнений анализ целесообразно проводить с учетом функционального статуса обследуемых животных.

Заключение

Приведенные в сообщении результаты наблюдений за ростом и развитием личинок остромордой лягушки в окрестностях медеплавильного комбината и данные цитологического анализа свидетельствуют об относительной устойчивости этого вида к такому техногенному фактору, как химическое загрязнение. Однако известная способность лягушек накапливать большое количество токсических веществ в тканях может привести к передаче их дальше по цепи питания, усиливая таким образом экологический риск для экосистемы в целом (Любашевский и др., 1985).

В результате цитогенетического исследования грызунов обнаружены массивные нарушения хромосом в клетках эпителиальной ткани животных. Процент пораженных зверьков выше вблизи источника эмиссии, что свидетельствует о высокой мутагенной активности выбросов медеплавильного комбината и потенциальной генетической опасности для человека, существующей в условиях продолжающегося химического загрязнения среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Амстиславская Т. С. Митотическая активность покровного эпителия у сезонных генераций полевок Clethrionomys: Дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1975.

Ворошилин С. М., Плотко Э. Г., Гатиятуллина Э. З., Гилева Э. А. Цитогенетическое действие неорганических соединений фтора на клетки человека и животных // Генетика. 1973. № 4. С. 115—120.

Ворошилин С. И., Плотко Э. Г., Никифорова В. Я. Мутагенное действие фтористого водорода на животных // Цитология и генетика. 1975. № 1. С. 42—44.

Гилева Э. А., Плотко Э. Г., Гатиятуллина Э. З. О мутагенной активности неорганических соединений фтора // Гигиена и санитария. 1972. № 1. С. 9—12.

Дабяган Н. В., Слепцова Л. А. Травяная лягушка *Rana temporaria* L. // Объекты биологии развития. М.: Наука. 1975. С. 442—462.

Епифанова О. И. Гормоны и размножение клеток. М.: Наука, 1965. 243 с.

Заварзин А. А. Щелкунов С. И. Руководство по гистологии. Л.: Медгиз, 1954. 699 с.

Иберт Д. Взаимодействующие системы в развитии. М.: Мир, 1968. 195 с.

Лилли Р. Патогистологическая техника и практическая гистохимия. М.: Мир, 1969. 645 с.

Любашевский Н. М., Садыков О. Ф., Попов Б. В. и др. Техногенный фтор в лесных экосистемах Урала // Биохимическая экология и медицина. Свердловск, 1985. С. 234—272.

Оленев Г. В. Популяционные механизмы приспособлений к экстремальным условиям среды (на примере рыжей полевки) // Журн. общ. биологии. 1981. Т. 2, № 4. С. 506—511.

Оленев Г. В. Внутрипопуляционная изменчивость генерационной структуры рыжей полевки в разных биотопах // Морфофункциональные особенности внутрипопуляционных группировок животных. Свердловск, 1983. С. 12—22.

Попов В. В. Исследования по морфогенезу роговицы у Anura // Уч. зап. Горьк. гос. ун-та. 1938. Вып. 8. С. 24—87.

Роскин Г. И., Левинсон Л. В. Микроскопическая техника. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 467 с.

Соколов В. Е., Кузнецов Г. В. Суточные ритмы активности млекопитающих. М.: Наука, 1978. 263 с.

Стрелин Г. С. Влияние рентгеновых лучей на эпителий роговицы лягушки в связи с вопросом о действии лучистой энергии на митоз // Вестн. рентгенологии и радиологии. 1934. № 13. С. 98—114.

Стрелин Г. С. О физиологическом градиенте. 1. Градиент реактивности эпителия роговицы лягушки и причины его возникновения // Арх. биол. наук. 1935. Т. 37, вып. 3. С. 4739.

Терентьев П. В. Лягушка. М.: Изд-во АН СССР, 1950. 346 с.

Sharma A., Talukder G. Effects of Metals on chromosomes of Higher Organisms // Environ. Mutagen. 1987. V. 9, N 2. P. 191—226.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

Н. Л. ДОБРИНСКИЙ, Ф. В. КРЯЖИМСКИЙ, Ю. М. МАЛАФЕЕВ

РЕАКЦИИ НАСЕЛЕНИЯ КРАСНОЙ ПОЛЕВКИ НА ИСКУССТВЕННОЕ УВЕЛИЧЕНИЕ КОРМООБЕСПЕЧЕННОСТИ МЕСТООБИТАНИЙ В СУБАРКТИКЕ

Проблема динамики населения животных продолжает оставаться в центре внимания исследователей, так как более двух десятилетий настойчивых поисков единого универсального механизма, лежащего в основе нестабильного поведения большинства природных популяций, не увенчались успехом. В связи с этим в настоящее время наиболее плодотворным представляется отказ от редукционистских воззрений на динамику численности животных и переход к ее синтетическому рассмотрению, при котором поведение популяций живых организмов как сложных систем определяется консцелляцией внутренних связей и внешних воздействий, дополняющих и модифицирующих друг друга. При этом крайне необходимы конкретизация теоретических положений о взаимодействии внешних и внутренних факторов и переход от декларирования многофакторных теорий к конкретному применению таких представлений для изучения реальных популяций животных. С этих позиций важную роль здесь должны сыграть эксперименты, в которых с помощью манипулирования внешними факторами может происходить переключение одного типа динамики численности и на другой.

В последние годы это направление активно разрабатывается за рубежом (Chitty et al., 1968; Cole, Batzli, 1978; Krebs, Delong, 1965; Smith, 1971; Desy, Thompson, 1983). Однако в этих работах детальному анализу структуры популяционных группировок грызунов не всегда уделяется достаточное внимание и, кроме того, объектами исследований служат, как правило, виды, ареал которых не включает территорию нашей страны. Аналогичные же экспериментальные данные отечественных исследователей по грызунам фауны СССР в доступной нам литературе отсутствуют.

В качестве объектов исследования нами были выбраны три отдельные группировки красных полевок, обитающие на северной границе ареала. Экология этого вида (в том числе и динамика численности многих популяций в различных частях ареа-

ла) изучена достаточно полно (Ивантер, 1975; Кошкина, Коротков, 1975; Кривошеев, 1981; Чернявский, 1980) и характеризуется в основном 3—4-летней цикличностью изменения обилия полевок. Поэтому детализация особенностей динамики населения красной полевки в экстремальных для нее условиях при различной кормообеспеченности, задаваемой экспериментально (с учетом влияния климатических факторов) представляется полезной с точки зрения дальнейшей разработки теории динамики численности животных.

Материал и методика

Исследование влияния кормового фактора на динамику населения красных полевок проводили путем постановки экспериментов в природе, в ходе которых использовали строго дозированную дополнительную подкормку для увеличения кормовой емкости типичных местообитаний животных. В то же время на контрольных участках, которые до начала экспериментов не отличались от опытных, полевки обитали в условиях естественной кормообеспеченности. Таким образом, при сравнительном анализе данных из опыта и контроля мы получили возможность выделить и оценить влияние именно фактора корма на динамику популяционных процессов в естественных группировках полевок. Кроме того, такой подход позволил нам отказаться от определения абсолютного количества и качественного состава потребляемых и потенциально доступных полевкам природных кормовых ресурсов, что само по себе является самостоятельной научной задачей (Владышевский, 1980).

Полевые эксперименты проводили с 1983 по 1986 г. в бесснежный период на Южном Ямале в среднем течении р. Хадыта (67° с. ш.). Основу собранного материала составляют данные, полученные с использованием методики мечения и повторного отлова животных на стационарных неогороженных площадках размером от 1,1 до 1,5 га. Эта методика наиболее удобна при проведении интенсивных популяционных исследований на небольших территориях (Наумов, 1951). Всего было заложено три площадки мечения в типичных пойменных биотопах на расстоянии 6 км одна от другой. На территории всех участков в углах квадратов (со стороной 8 м) во время отловов расставляли деревянные живоловушки с качающимся поликом. Отловы полевок (длительностью 4—7 дней каждый, с двумя-тремя проверками в сутки) проводили 1—3 раза в месяц. Пойманных животных метили ампутацией пальцев; фиксировали массу, пол, репродуктивный статус и возраст полевок, а затем выпускали вблизи точек поимки. Стадии репродуктивного цикла животных определяли по комплексу внешних признаков.

В природных условиях возрастная структура населения грызунов отличается большой неоднородностью, поэтому на ее ос-

нове можно выделить ряд физиологических функциональных группировок — ФФГ (Оленев, 1979; 1982). Исходя из имеющегося материала мы сочли возможным для его анализа выделить три следующие весовозрастные группы, которые различались между собой и по функциональной роли в процессе размножения. Первая — перезимовавшие полевки и сеголетки, принимавшие участие в размножении; вторая — неразмножавшиеся полувзрослые животные; третья — молодые полевки (масса до 10 г), которые недавно перешли на самостоятельное питание и обитали, как правило, в окрестностях гнездового участка. Кроме того, в некоторых случаях размножавшихся сеголеток выделяли в отдельную группу. Таким образом, эти группы несколько отличались по составу от ФФГ, выделяемых в упомянутых работах, хотя главными критериями деления остаются возраст и участие в репродуктивном процессе.

Численность красной полевки определяли за периоды отдельных отловов, используя «минимальное число живущих» на площадках зверьков (Petrusewicz, Andrzejewski, 1962). В качестве оценки плотности населения полевок использовали отношение абсолютной численности животных к площади участков с последующим пересчетом на 1 га.

За период исследований на всех площадках отловлено и помечено 694 красных полевки и зафиксировано 2247 их поимок. Следует отметить, что красная полевка все годы была доминирующим видом грызунов в обследованных биотопах. На основании данных о координатах точек их поимки за каждый отдельный отлов определяли геометрический центр активности каждой полевки за данный период и, используя метод Калхуна (Calhoun, 1958), вычисляли среднеквадратичное отклонение точек поимки зверьков от их геометрических центров активности по формуле.

$$S_i = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^{K_i} r_{ij}^2}{2(K_i - 1)}},$$

где S_i — среднеквадратичное отклонение точек поимки i-го зверька от его центра активности в предположении нормального кругового распределения точек отлова вокруг центра активности: K_i — число поимок i-го зверька; r_{ij} — расстояние от точки поимки животного до центра его активности.

Умножая полученные величины на расстояние между соседними точками отлова (8 м), мы получали выраженную в метрах величину радиусов индивидуальной активности полевки за периоды отдельных отловов. Площадь круга с радиусом, равным радиусу активности зверька, может, таким образом, рассматриваться в качестве критерия оценки величины индивидуальной территории, посещаемой полевкой за определенный отрезок вре-

мени в пределах участка мечения. Естественно, что данный критерий, являясь статистической величиной, не отражает действительную величину и конфигурацию индивидуального участка особи. Однако он вполне может быть использован для сравнения территориальной активности животных из разных половозрастных групп и для оценки пространственного распределения полевок на площадках мечения. Преимуществом данного метода по сравнению с другими способами оценки территориальности полевок является его удобство при анализе массового материала по мечению и повторным отловам животных в периоды их высокой численности. Средние радиусы индивидуальной активности для различных половозрастных групп полевок вычисляли по формуле (Calhoun, 1958)

$$\bar{S} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} \sum r_{ij}^2}{2(N - n)}},$$

где N — общее число поимок; K_i — число поимок i-го зверька; n — число животных; r_{ij} — расстояние от точки поимки i-го зверька до центра его активности.

Экспериментального увеличения количества доступного полевкам корма достигали регулярным внесением на площадки мечения высококалорийной подкормки (неочищенный овес), потребление которой грызунами контролировали с помощью специальных кормушек. Схема расстановки кормушек не была строго фиксированной и модифицировалась в зависимости от конкретных задач исследования. В разных вариантах эксперимента контролем служили либо те части площадок, куда подкормка не вносилась, либо вся территория отдельной площадки. Однако во всех вариантах кормушки всегда устанавливали в точках расположения живоловок.

Результаты и их обсуждение

Влияние подкормки на формирование пространственной структуры населения красной полевки оценивали с использованием в качестве критерия количества поимок животных, так как этот показатель отражает интенсивность освоения территории животными и имеет положительную корреляцию с числом обитающих на этой территории полевок. Анализировали результаты летнего и осеннего отловов 1983 г. на экспериментальной площадке № 1 и серии отловов в те же сезоны, проводившихся на площадке № 2 в период с 1983 по 1985 г. включительно (сроки проведения отловов приведены в табл. 1—3). В эти периоды дополнительный корм помещали только на одну из половин каждой площадки.

Два первых летних отлова проводили на обеих площадках

Таблица 1

Количество поимок красных полевок на опытных и контрольных частях площадок мечения № 1, 2 в 1983 г.

Группа	Лето			Осень		
	n	О	К	*n*	О	К
Площадка № 1						
Самцы						
I	1	1	9	5	19	1
II	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	3	6	7
III	»	»	»	4	2	6
Всего	1	1	9	12	27	14
Самки						
I	2	2	11	5	23	8
II	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	4	4	12
III	»	»	»	4	2	7
Всего	2	*2	11	13	29	27
Самцы						
I	3	3	20	10	42	9
+ II	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	7	10	19
Самки						
III	»	»	»	8	4	13
Всего	3	3	20	25	56	41
Площадка № 2						
Самцы						
I	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	3	9	15
II	»	»	»	3	2	6
III	»	»	»	6	8	8
Всего	»	»	»	12	19	29
Самки						
I	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	5	7	6
II	»	»	»	5	2	18
III	»	»	»	7	10	2
Всего	Нет свед.	»	Нет свед.	17	19	26
Самцы						
I	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	8	16	21
+ II	»	»	»	8	4	24
Самки						
III	Нет свед.	»	»	18*	21	10
Всего	Нет свед.	»	»	34	41	55

Примечание. Сроки отлова на площадках: № 1 — с 23 июня по 13 июля, № 2 — с 24 июня по 10 июля (летний); № 1 — со 2 по 5 сентября, № 2 — с 14 по 18 сентября (осенний).

Здесь и в табл. 2—5; *n* — число особей, О — опыт (часть площадки с подкормкой), К — контроль (без подкормки); I — взрослые (перезимовавшие) и полувзрослые (сеголетки) размножавшиеся полевки, II — полувзрослые неразмножавшиеся, III — молодые (до 10 г).

* Включены особи с неустановленным полом.

Таблица 2

Количество поимок красных полевок на опытной и контрольной частях площадки мечения № 2 в 1984 г.

Группа	Лето			Осень		
	п	О	К	*п*	О	К
Самцы						
I	1	1	0	6	24	10
II	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	20	60	19
III	»	»	»	1	1	0
Всего	1	1	0	27	85	29
Самки						
I	1	1	0	7	39	11
II	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	21	58	16
III	»	»	»	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.
Всего	1	1	0	28	97	27
Самцы						
I	2	2	0	13	63	21
+ II	Нет свед.	Нет свед.	Нет свед.	41	118	35
Самки						
III	»	»	»	1	1	Нет свед.
Всего	2	2	0	55	182	56

Примечание. Летний отлов — с 28 июня по 2 июля; осенний — со 2 по сентября.

Таблица 3

Количество поимок красных полевок на опытной и контрольной частях площадки мечения № 2 в 1985 г.

Группа	Лето			Осень		
	п	О	К	*п*	О	К
Самцы						
I	19	30	23	2	1	7
II	—	—	—	51	54	57
III	—	—	—	—	—	—
Всего	19	30	23	53	55	64
Самки						
I	13	24	21	6	10	0
II	—	—	—	23	18	28
III	—	—	—	—	—	—
Всего	13	24	21	29	28	28
Самцы						
I	32	54	44	8	11	7
+ II	—	—	—	74	72	85
Самки						
III	—	—	—	—	—	—
Всего	32	54	44	82	83	92

Примечание. Летний отлов — с 6 по 10 июля, осенний — с 16 по 19 сентября

до внесения подкормки при низкой численности полевок, поэтому их результаты в дальнейшем не принимались во внимание.

Первые порции подкормки (на площадке № 1 — 24,3 кг овса, № 2 — 18,3 кг) помещали в кормушки в промежутках между летними и осенними отловами 1983 г., а вторые (8,2 и 6,4 кг соответственно) — после проведения на обеих площадках осенних отловов этого же года. В дальнейшем (летом и осенью 1984 г.) всю территорию площадки № 1 снабжали дополнительной подкормкой (56,8 и 30 кг овса соответственно). В отличие от этого на площадку № 2 подкормку (30 кг) вносили перед летним отловом 1984 г. на ранее обогащенную кормом половину площадки, а после проведения осеннего отлова — в том же количестве на противоположную. В последующие годы дополнительный корм не использовался.

На площадках № 1, 2 осенью 1983 г. не выявили достоверных различий (см. табл. 1) в степени использования всем населением полевок частей площадок с подкормкой (опытных) и без нее (контрольных). Однако при более детальном анализе (с учетом возрастной и половой структуры населения грызунов) влияние кормового фактора выявлено достаточно отчетливо. Осенью на всех площадках мечения в составе населения полевок присутствовали: перезимовавшие полевки и сеголетки, принимавшие участие в размножении; неразмножавшиеся полувзрослые животные; молодые полевки (массой до 10 г). На площадке № 1 всех активных в половом отношении полевок (так же, как самцов и самок по отдельности) достоверно чаще отлавливали на участке с подкормкой ($\chi^2=21{,}35$; $p<0{,}001$). В то же время на площадке № 2 они осваивали всю территорию равномерно. Количество зафиксированных поимок полувзрослых животных, не принимавших участие в размножении, на площадке № 1 существенно не отличалось в контроле и опыте, а на площадке № 2 оно было достоверно больше в контроле ($\chi^2=14{,}29$; $p<0{,}01$). Молодые полевки на площадке № 2 достоверно чаще посещали территорию с подкормкой ($\chi^2=3{,}90$; $p<0{,}05$), а на площадке № 1 — без нее ($\chi^2=4{,}8$; $p<0{,}05$). Вероятно, эти различия в пространственном размещении грызунов на площадках мечения связаны с различной степенью их заселенности в начале опыта. В то же время в обоих случаях либо молодые животные (площадка № 1), либо неразмножавшиеся полувзрослые полевки (площадка № 2) вытеснялись особями, принимавшими участие в размножении, в менее богатые кормом биотопы (рис. 1).

Результаты анализа фактического материала, полученного на площадке № 2 осенью 1984 г. (данные по летнему отлову нами не рассматривались по причине низкой численности полевок), свидетельствуют о более существенном влиянии фактора корма на пространственную структуру населения полевок по

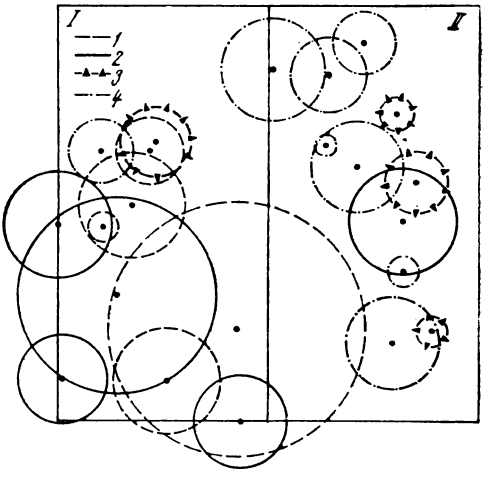


Рис. 1. Пространственное распределение красных полевок на площадке мечения № 1 осенью 1983 г.

I — опыт, *II* — контроль; размножавшиеся: самцы (*1*), самки (*2*), не размножавшиеся: самцы (*3*), самки (*4*).

сравнению с предыдущим годом. В течение 1984 г. как самцы, так и самки размножавшихся и неразмножавшихся полевок достоверно чаще посещали опытную часть площадки мечения (см. табл. 2). Общее количество поимок всех полевок также было существенно большим на территории с подкормкой, что отражает общий для всех животных процесс перемещения центров индивидуальной активности на эту территорию.

В заключительный период исследований отловы проводили на площадке № 2 летом и осенью 1985 г. Прежде чем перейти к обсуждению полученных результатов, необходимо еще раз подчеркнуть, что осенью предыдущего года дополнительный корм был помещен на бывшую контрольной половину площадки, т. е. опытную и контрольную территории поменяли местами.

Это обстоятельство привело к тому, что уже летом 1985 г. частота отловов как самцов, так и самок перезимовавших полевок (особи других возрастных групп на площадке не обнаружены) в контроле и опыте не различалась (см. табл. 3). В дальнейшем (осенью 1985 г.) самцов этой возрастной категории чаще отлавливали в контроле, а самок — в опыте. Это обстоятельство, вероятнее всего, объясняется случайными причинами, так как в летний период у них отсутствовала тенденция к предпочтению какой-либо части площадки. В то же время многочисленные поимки полувзрослых, неразмножавшихся животных обоего пола распределялись в этот период равномерно на всей обследованной территории. Таким образом, результаты отловов 1985 г. свидетельствуют о том, что перемена мест контрольных и опытных частей внутри одной площадки вызывает выравнивание на них количества поимок и соответственно перемещение полевок на вновь обогащенные кормом участки. Однако действие подкормки, находящейся на площадке до изменения схемы расстановки кормушек, имеет, вероятно, некоторую инерцию. Это обстоятельство, по-видимому, и препятствует развитию тенденции к смене предпочитаемых мест обитания.

Таблица 4

Радиусы индивидуальной активности (S, м) красных полевок (осень, 1983 г.)

Группа	n	N	S, м	Группа	n	N	S, м
Самки				Самцы			
I	8	42	16,92	I	7	41	17,09
II	8	37	12,66	II	6	20	9,97
III	6	13	6,65	III	7	21	8,93

Примечание. Данные по двум площадкам объединены. I — взрослые перезимовавшие и сеголетки размножавшиеся; II — сеголетки неразмножавшиеся (полувзрослые); III — молодые полевки (до 10 г); N — количество поимок.

Таблица 5

Радиусы активности красных полевок (S, м) из различных возрастных групп с опытной и контрольной площадок (по результатам осенних отловов 1984 г.)

Группа	Самцы		Самки	
	n	S, м	n	S, м
I	3	25,7	3	11,3
	0	Нет свед.	3	15,9
II	0	Нет свед.	2	7,5
	0		3	18,9
III	16	15,4	26	13,5
	33	16,8	11	20,6
IV	0	Нет свед.	1	9,2
	1	15,1	3	26,1

Примечание. В числителе — данные с опытной площадки, в знаменателе — с контрольной. I — взрослые размножавшиеся, II — полувзрослые размножавшиеся, III — полувзрослые неразмножавшиеся, IV — молодые (до 10 г.).

Зависимость величины радиуса активности полевок от кормообеспеченности оценивали по результатам осенних отловов на площадках № 1, 2 в 1983 г., № 1, 3 — в 1984 г. Как уже упоминалось, в первый год площадки № 1, 2 были поделены на две равные части. Поэтому на каждой из них контрольные и опытные участки находились в непосредственной близости и полевки могли перемещаться с одного на другой. В этот период радиусы индивидуальной активности взрослых размножавшихся животных были больше, чем этот показатель у неразмножавшихся, а взрослые зверьки имели большие радиусы активности по сравнению с молодыми (табл. 4). Поэтому взрослые зверьки, которые попадались в ловушки преимущественно на подкормленной территории, имели в среднем несколько большие радиусы

Таблица 6

Половозрастная структура населения красной полевки на площадках мечения № 1, 3 (осень 1984 г.)

Группа	Самцы		Самки		Самцы + Самки	
	1	2	1	2	1	3
Размножавшиеся						
Взрослые (перезимовавшие)	5	13,2±5,5	7	15,6±5,4	12	14,5±3,9
	1	1,9±1,9	5	16,7±6,8	6	7,2±2,8
Полувзрослые (сеголетки)	0	Нет свед.	2	4,4±3,1	2	2,4±1,7
	0		3	10,0±5,5	3	3,6±2,1
Всего	5	13,3±5,5	9	20,0±6,0	14	16,9±4,1
	1	1,9±1,9	8	26,7±8,1	9	10,8±3,4
Неразмножавшиеся						
Полувзрослые	32	84,2±5,9	35	77,8±6,2	67	80,7±4,3
	49	92,5±3,6	18	60,0±8,9	67	80,7±4,3
Молодые (до 10 г)	1	2,6±2,6	1	2,2±2,2	2	2,4±1,7
	3	5,7±3,2	4	13,3±6,2	7	8,4±3,0
Всего	33	86,8±5,5	36	80,0±6	69	83,1±4,1
	52	98,1±1,9	22	73,3±8,1	74	89,2±3,4
Общее кол-во	38	45,8±5,5*	45	54,2±5,5*	83	100
	53	63,9±5,3	30	36,1±5,3	83	100

Примечание. Здесь и в табл. 7: в числителе — опыт (площадка № 1), в знаменателе — контроль (площадка № 3). *1* — абсолютная численность полевок на участках (минимальное число животных); *2* — доля отдельных групп полевок от общей численности животных данного пола $\pm m$, *3** — доля отдельных групп полевок от общей численности всех полевок ($\pm m$), %.

$$m = \sqrt{\frac{p\,(100 - p)}{n}},$$

где p — %; n — общее число животных.

активности, чем те, которые ловились в основном на территории, лишенной подкормки (для самок $S = 16{,}13$ против 14,33; для самцов — 16,26 против 15,42 м соответственно).

В 1984 г. в качестве контроля была оборудована отдельная площадка мечения № 3, подкормку на которую не вносили в течение всего периода исследований, а в качестве опыта — вся территория площадки № 1. Анализ полученных данных показывает, что радиусы активности красных полевок (как самцов, так и самок) всех без исключения возрастных групп оказались меньшими на площадке с искусственно завышенным количеством доступного корма (табл. 5). Так как осенняя численность красных полевок на обеих площадках одинаково высокого уровня.

Таблица 7

Половозрастная структура населения красной полевки на площадках мечения № 1, 3 (осень 1985 г.)

Группа	Самцы		Самки		Самцы+самки	
	1	2	1	2	1	3
Размножавшиеся						
Взрослые (перезимовавшиеся)	15	25±5,6	11	25±6,5	26	25±4,2
	2	6,7±4,6	4	16±7,3	6	10,9±4,2
Полувзрослые (сеголетки)	0	Нет свед.	0	Нет свед.	0	Нет свед.
	0		0		0	
Всего	15	25±5,6	11	25±6,5	26	25±4,2
	2	6,7±4,6	4	16±7,3	6	10,9±4,2
Неразмножавшиеся						
Полувзрослые	45	75±5,6	33	75±6,5	78	75±4,2
	27	90±5,5	19	76±8,5	46	83,6±5,0
Молодые (до 10 г)	0	Нет свед.	0	Нет свед.	0	Нет свед.
	1	3,3±3,3	2	8±5,4	3	5,5±3,1
Всего	45	75±5,6	33	75±6,5	78	75±4,2
	28	93,3±4,6	21	84±7,3	49	89,1±3,9
Общее кол-во	60	57,7±4,8*	44	42,3±4,8*	104	100,0
	30	54,5±6,7	25	45,5±6,7	55	100,0

Примечание. Усл. обозн. см. в табл. 6.

Этот факт можно объяснить, по всей вероятности, снижением кормодобывающей активности полевок на опытном участке.

Влияние дополнительной подкормки на половозрастную структуру исследуемых группировок красной полевки оценивали по результатам осенних отловов, проводившихся на площадке № 1 (опыт) и на площадке № 3 (контроль) в 1984 и 1985 гг. Анализ полученных данных (табл. 6, 7) показал устойчивую тенденцию к увеличению доли взрослых перезимовавших самцов в структуре населения полевок на опытном участке. Что касается самок этой возрастной категории, то их доля от общей численности самок всех возрастов на опытной и контрольной площадках достоверно не различалась в течение всего периода исследований. Это же характерно и для самой многочисленной группы полувзрослых неразмножавшихся животных обоего пола. В 1984 г. на опытной площадке зафиксирован несколько меньший процент молодых животных. В следующем же году они здесь отсутствовали, а на контрольной их было незначительное количество (отловлено три особи). Реже всего на площадках мечения отлавливались полувзрослые размножав-

Таблица 8

Количество ранее помеченных и впервые отловленных красных полевок на площадках мечения № 1 — 3 в 1983 — 1986 гг.

Сезон	№ 1	Всего	№ 2	Всего	№ 3	Всего
1983 г.						
Лето	6 / Нет свед.	6	2 / Нет свед.	2	Нет свед.	Нет свед.
Осень	21 / 4	25	33 / 1	34	»	»
1984 г.						
Лето	8 / 1	9	Нет свед. / 2	2	5 / Нет свед.	5
Осень	78 / 5	83	54 / 1	55	81 / 2	83
1985 г.						
Лето	23 / 26	49	15 / 17	32	11 / 16	27
Осень	70 / 31	101	83 / 6	89	53 / 4	57
1986 г.						
Лето	4 / 1	5	18 / 2	20	11 / 1	12

Примечание. В числителе — немеченые, в знаменателе — меченые особи.

шиеся животные (зафиксировано присутствие только пяти самок этого возраста в 1984 г.).

Таким образом, отмеченная на материале 1983 г. тенденция к перемещению в более богатые кормом местообитания половозрелых особей подтверждается и при анализе половозрастной структуры населения полевок в последующие годы. Происходит это за счет вселения на площадки мечения более территориально подвижных по сравнению с самками взрослых самцов. При этом доля молодых особей закономерно уменьшается. В отношении половой структуры следует также отметить сдвиг в сторону преобладания самцов на контрольной площадке в 1984 г. Количество их почти в 2 раза превышало численность самок, что косвенно может свидетельствовать о неблагополучной демографической ситуации в год наивысшего подъема численности на этой площадке. В дальнейшем это различие сглаживалось, и во всех остальных случаях соотношение полов было близким 1 : 1.

Анализ полученных данных по соотношению в уловах ранее меченных и впервые отловленных полевок в различные сезоны

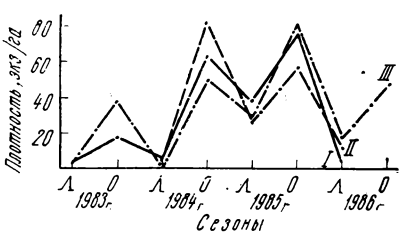


Рис. 2. Динамика плотности населения красных полевок на экспериментальных площадках мечения (*I — III*).
Л — лето, О — осень.

(табл. 8) показывает, что в летне-осенние периоды доля меченых животных достаточно высока. В отличие от этого (после длительного перерыва между осенними отловами предыдущего и весенними отловами последующего года) происходит резкое снижение численности меченых животных вплоть до полного их исчезновения на площадках мечения. Единственным исключением был период с осени 1984 до лета 1985 г., когда на всех площадках мечения при проведении первых летних отловов обнаружено увеличенное во много раз (по сравнению с аналогичными периодами других лет) количество меченых перезимовавших полевок. Дело в том, что все площадки мечения расположены в пойменных биотопах. Они регулярно подвергались действию весеннего паводка, который обычно приводил к затоплению территории площадок и являлся поэтому основной причиной повышенной элиминации перезимовавших животных на экспериментальных площадках. Метеорологические же условия зимне-весеннего периода 1984—1985 гг. не способствовали затоплению пойменных биотопов, что обусловило повышенную стартовую численность полевок. Динамика плотности красных полевок на экспериментальных площадках не имела существенных различий в течение всего периода исследований (рис. 2).

Таким образом, результаты исследований показали, что даже незначительное увеличение кормовой емкости местообитаний красной полевки в относительно короткий бесснежный период на Южном Ямале ведет к изменению пространственной структуры и демографических показателей ее населения. Поэтому можно было ожидать изменения хода динамики численности на опытных участках по сравнению с контрольными. Тем не менее внесение небольшого количества подкормки не привело к увеличению численности полевок и характер ее динамики не отличался на всех площадках мечения. Отсутствие прямой зависимости между структурными перестройками населения грызунов и уровнем их численности в данном случае обусловлено, очевидно, модифицирующим действием климатических факторов в экстремальных для данного вида условиях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Владышевский Д. В. Экология лесных птиц и зверей. Кормодобывание и его биоценотическое значение. Новосибирск: Наука, 1980. 264 с.

Ивантер Э. В. Популяционная экология мелких млекопитающих таежного Севера-Запада СССР. Л.: Наука, 1975. 247 с.

Кошкина Т. В., Коротков Ю. С. Популяционная регуляция численности красной полевки в оптимуме ареала // Фауна и экология грызунов. М., 1975. Вып. 11. С. 5—61.

Кривошеев В. Г. Факторы регуляции численности мышевидных грызунов и хищных млекопитающих тайги Колымской низменности // Экология млекопитающих Северо-Востока Сибири. М., 1981. С. 61—81.

Наумов Н. П. Новый метод изучения экологии мелких лесных грызунов // Фауна и экология грызунов. М., 1951. Т. 4. С. 3—21.

Оленев Г. В. К вопросу о выделении и анализу внутрипопуляционных группировок у грызунов на примере рыжей полевки // Информационные материалы Ин-та экологии растений и животных УНЦ АН СССР. Свердловск, 1979. С. 55—57.

Оленев Г. В. Особенности возрастной структуры, ее изменения и их роль в динамике численности некоторых видов грызунов на примере рыжей полевки // Динамика популяционной структуры млекопитающих и амфибий. Свердловск, 1982. С. 9—23.

Чернявский Ф. Б. Популяционные циклы тундровых леммингов и красной полевки на Крайнем Северо-Востоке Сибири // Механизмы регуляции численности леммингов и полевок на Крайнем Севере. Владивосток, 1980. С. 133—137.

Calhoun J. B., Casby J. U. Calculation of home range and density of small mammals // U. S. Publ. Health Monogr. 1958. V. 55. P. 1—24.

Chitty D., Pimentel D., Krebs C. Food supply of overwintered voles // J. Anim. Ecol. 1968. V. 37, N 1. P. 113—120.

Cole F. R., Batzli G. O. Influence of supplemental feeding on a vole population // J. Mammal. 1978. V. 59. P. 809—819.

Desy E. A., Thompson C. F. Effect of supplemental food on a Microtus pennsylvanicus population in Central Illinois // J. Anim. Ecol. 1983. V. 52, N 1. P. 127—140.

Krebs C. J., Delong K. T. A Microtus Population with supplemental food // J. Mammal. 1965. V. 46. P. 566—573.

Petrusewicz K., Andrzejewski R. Natural history of free-living population of house mice *(Mus musculus L.)* with particular reference to grouping within the population // Ecol. Pol. 1962. N 8. P. 35—68.

Smith M. H. Food as a limiting factor in the population ecology of Peromyscus polinotus (Wagner) // Ann. Zool. Fenn. 1971. V. 8, N 1. P. 109—112.

АКАДЕМИЯ НАУК СССР · УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА · 1990

Н. В. МИКШЕВИЧ, Л. А. КОВАЛЬЧУК

ВЛИЯНИЕ КОНКУРЕНЦИИ НА ПОВЕДЕНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СИСТЕМЕ «ПОЧВА — РАСТЕНИЕ — ЖИВОТНЫЕ»

Изучение поведения загрязнителей на экосистемном уровне позволяет вскрыть управляющие им механизмы, а это дает подходы к моделированию и прогнозированию (Израэль, 1984). Остро встает проблема загрязнения природной среды предприятиями цветной металлургии в частности, медеплавильными производствами. Они в отрасли занимают особое место, поскольку их крупнотоннажность и традиционность технологий обусловливают повышенные эмиссии в абиотические среды (в первую очередь — в атмосферный воздух), образуя на местности значительные ореолы загрязнений. В то же время техногенные потоки, поставляемые этими предприятиями, включают широкий спектр химических элементов, в том числе и тяжелые цветные металлы (Большаков и др., 1986). Учитывая то обстоятельство, что содержание последних в аэрозолях определяется составом сырья и технологией, мы выделили группу металлов (доля которых в выбросах значительна), представляющую опасность в токсикологическом отношении. К ним относятся медь, цинк, свинец и кадмий (Ковальчук, Микшевич, 1988). Необходимо отметить сходство названных элементов в химическом плане: цинк и кадмий находятся в одной подгруппе периодической системы элементов, и у всех этих металлов достаточно близкие гидролитические свойства, что должно способствовать проявлению химических закономерностей в их поведении на экосистемном уровне.

Нами была выбрана площадка (на которой отбирали пробы почвы и растительности и проводили отлов полевок), находящаяся с подветренной стороны в 1,5 км от медеплавильного предприятия в направлении господствующих ветров и соответствующая, по нашим оценкам, зоне максимального выпадения техногенных аэрозолей. Были отобраны пробы поверхностного слоя почвы (0—5 см), надземной части травянистых растений и проведен отлов полевок (*Microtus arvalis*). В почвенных и растительных пробах, а также в органах и тканях отлов-

Содержание тяжелых металлов в надземной части растений, мг/кг сухой массы

Вид растений	Элемент			
	Медь	Цинк	Кадмий	Свинец
Брусничник	1492	287	1,4	13
Хвощ полевой	40	152	0,7	0
Бодяк полевой	2460	241	1,7	0
Мать-и-мачеха	1970	140	1,9	0
Лапчатка гусиная . . .	61	212	1,6	0
Щучка дернистая . . .	14	71	0,5	6
Укос 1 м²	109	231	2,5	20

ленных животных (методом атомной абсорбции) определяли содержание меди, цинка, свинца и кадмия. Анализ проводили на однолучевом отечественном приборе «Спектр-4А-1». С целью предотвращения потерь определяемых элементов осуществляли мокрую минерализацию проб почвы (азотной кислотой), растительной и животных тканей (азотной и хлорной кислотами). Атомизация в пламени «пропан — воздух» (Хавезов, Цалев, 1983). Точность анализа при определении металлов в образцах почвы и растительности — не менее 10 %, для проб органов и тканей животных — по меди и цинку — не менее 10, а по кадмию — 20 %.

Поверхностный слой содержал меди 1375 мг/кг сухой почвы, цинка — 400, кадмия — 4, свинца — 215 мг/кг. Эти данные практически совпадают с уже полученными ранее другими исследователями (Шилова, и др., 1984): 1350, 338 и 185 мг/кг сухой почвы — для меди, цинка и свинца соответственно. Результаты определения тяжелых металлов в надземной части травянистых растений приведены в таблице.

Учитывая то обстоятельство, что независимо от пути и длительности поступления в организм характер распределения металлов в общем остается сходным (Левина, 1972), определяли их содержание (мкг/г сырой массы) преимущественно в таких критических органах полевок, как печень и почки (Москалев, 1985). Получены следующие результаты:

Орган, ткань	Медь	Цинк	Кадмий	Свинец
Печень	9,9	33,8	0,4	0
Почки	—	—	0,8	—
Кость бедр. . . .	—	134,8	—	—
Мышца скелет. . .	—	13,5	—	—

Полученные данные иллюстрируют поведение техногенных потоков меди, цинка и свинца в системе «почва — растения — животные» при эмиссиях, определяющих их содержание в поч-

вах значительно выше рекомендованных предельно допустимых концентраций. По транслокационному показателю (Григорьева и др., 1983) ПДК в почве для меди и цинка — 25 мг/кг сверх фонда. За фоновое содержание можно принять либо 20 мг/кг для меди и 50 для цинка (Виноградов, 1957), либо соответственно 50 и 70 мг/кг (Шилова и др., 1984), именно столько содержится этих элементов в почвах на участке в 25 км с наветренной стороны от предприятия.

Необходимо отметить, что соотношение между металлами весьма существенно меняется при переходе от уровня почвы к уровню растений (мы определяли его относительно содержания кадмия как находящегося в минимальных количествах среди близких к нему по химическим свойствам меди и цинка). Если для почвы это соотношение составило 344 : 100 : 1 : 54 для меди, цинка, кадмия и свинца соответственно, то для исследованных растений оно было таковым: для брусничника — 1065 : 205 : 1 : 9; хвоща полевого — 57 : 217 : 1 : 9; бодяка полевого — 1447 : 140 : 1 : 0; мать-и-мачехи — 1031 : 73 : 1 : 0; лапчатки гусиной — 38 : 133 : 1 : 0; щучки дернистой — 28 : 142 : 1 : 12.

Обусловлено это видовой спецификой обмена (Ковальский, 1974). Заметим, что результаты исследований в различных случаях не всегда совпадают. В одних (Шилова и др., 1984) для травянистых растений наиболее энергично накапливаемым элементом является (по K_σ) цинк, в других, в частности нашем (по соотношению), перераспределение элементов протекает различно. Это обстоятельство важно, поскольку за счет широты кормовой базы полевок (Кузнецов, Михайлин, 1985) в исследуемой системе «почва — растения — животные» на уровне последних появляется возможность некоторого усреднения воспринимаемых по пищевой цепочке потоков металлов.

Мы попытались оценить суточные дозы металлов, получаемые животными с кормом, исходя из максимального потребления пищи — 3,2 г сух. вещества/сут (Абатуров, 1983). Оценка сделана для каждого элемента исходя из его максимального и минимального содержания в растениях. Приведем результаты суточного поступления металлов с кормом, мкг/сут:

Доза	Медь	Цинк	Кадмий	Свинец
Максимальная . .	7872	918	6	41
Минимальная . . .	45	227	1,6	0
Средняя (с укоса)	348	739	8	64

Из этих данных видно, что соотношение между элементами, поступающими в организм животных с кормом, тоже существенно меняется. Но при этом (как и при переходе металлов с уровня «почва» на уровень «растения») сохраняется многократный избыток микроэлементов (меди и цинка) над элементами-токсикантами (кадмием и свинцом). Мы считаем это обстоятельство важным, поскольку оно позволяет предположить участие

конкурентных процессов в распределении такого токсиканта, как кадмий, по отдельным звеньям цепи «почва — растения — животные» и, в конечном итоге, объяснить низкий уровень его накопления в критических органах отловленных полевок.

Действительно, явление конкуренции между ионами отмечено при усвоении их растениями из почвенных растворов. В частности, наблюдали сокращение поглощения цинка в присутствии меди за счет транспорта их общим переносчиком (Кларксон, 1978). Хроматография на сефадексе гомогената листьев растений, выращенных на почве, содержащей кадмий, показывает, что последний находится в растительной ткани в виде комплексных соединений, что также подтверждает возможность проявления конкурентных процессов со стороны близких в химическом отношении элементов. Косвенным подтверждением этому в природных условиях может служить различие в рядах растений, составленных по степени биогенной концентрации элементов для территорий, подверженных воздействию выбросов предприятий цветной металлургии, и в контроле (Шилова и др., 1984).

Токсикологические исследования животных также доказывают наличие конкурентных явлений. Так, Р. Л. Ноздрюхина (1977) отметила влияние меди и цинка, содержащихся в рационе, на обмен кадмия и обратное влияние кадмия, а Bourcier et al. (1981) показали снижение до нормы уровней накопления кадмия в почках и печени лабораторных мышей в условиях одновременного поступления элементов с питьевой водой (при 20-кратном избытке меди). Мы же наблюдали гораздо больший избыток меди и цинка по отношению к кадмию, что лишний раз указывает на существование условий проявления конкурентных взаимоотношений. Не затрагивая вопросы специфики обмена у разных видов, отметим, что определенные нами уровни накопления кадмия в печени и почках полевок (0,4 и 0,8 мкг/г сырой массы) близки данным Bourcier et al. (для доз — 2 мкг/сут.).

Таким образом, представленные данные свидетельствуют о том, что механизм конкуренции между близкими в химическом отношении элементами (медью, цинком, кадмием) проявляется на экосистемном уровне в том, что избыток микроэлементов (меди, цинка) по отношению к токсиканту (кадмию) при прочих равных условиях снижает уровень накопления кадмия. Это обстоятельство важно потому, что в условиях работы предприятий цветной металлургии всегда происходит выброс в природную среду комплекса поллютантов в различных соотношениях, среди которых есть и эндогенные и токсичные элементы. В этом случае конкурентный механизм снижает нагрузку по токсикантам на критические органы животных. В то же время высокий уровень гомеостатической регуляции ограничивает накопление микроэлементов в органах и тканях животных. Эти обстоятельства необходимо иметь в виду при экологическом нормировании

и использовании данных токсикологических исследований по отдельным элементам.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абатуров Б. Д. Оценка интенсивности питания и освоения кормовых ресурсов растительноядными млекопитающими // Теоретические основы и опыт экологического мониторинга. М., 1983. С. 88—96.

Большаков В. Н., Микшевич Н. В., Передерий О. Г. Экологическая оценка деятельности предприятий цветной металлургии. Свердловск: Сред.-Урал. кн. изд-во, 1986. 77 с.

Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 237 с.

Григорьева Т. И., Перцовская А. Ф., Перелыгин В. М., Паникова Е. Л., Зябкина Н. Б. Материалы к обоснованию ПДК меди и цинка в почве // Научное обоснование гигиенических мероприятий по оздоровлению объектов окружающей среды. М., 1983. С. 78—85.

Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометеоиздат, 1984. 375 с.

Кларксон Д. Транспорт ионов и структура растительной клетки. М.: Мир, 1978. 298 с.

Ковальчук Л. А., Микшевич Н. В. Энергетический обмен мелких млекопитающих в зоне действия выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1988. № 4. С. 86—88.

Ковальский В. В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 84 с.

Кузнецов Г. В., Михайлин А. П. Особенности питания и динамики численности рыжей полевки в условиях широколиственного леса // Млекопитающие в наземных экосистемах. М., 1985. С. 126—157.

Левина Э. Н. Общая токсикология металлов. Л.: Медицина, 1972.

Москалев Ю. И. Минеральный обмен. М.: Медицина, 1985. 57 с.

Ноздрюхина Р. Л. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. М.: Наука, 1977. 183 с.

Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. Л.: Химия, 1983. 144 с.

Шилова И. И., Махнев А. К., Лукьянец А. И. Геохимическая трансформация почв и растительности в районах функционирования предприятий цветной металлургии // Экологические аспекты оптимизации техногенных ландшафтов. Свердловск, 1984. С. 14—34.

Bourcier D. R., Sharma R. P., Brinkerhoff C. R. Cadmium-copper interaction // Tissue accumulation and subcellular distribution of cadmium in mice after simultaneous administration of cadmium and copper. Trace Subst. Environ. Health. Columbia, 1981. V. 15. P. 190—197.

УДК 574 : 502.5

Некоторые проблемы зоологического контроля природной среды на Урале. Пястолова О. А. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Рассмотрена возможность использования биоиндикационного метода в системе зоологического мониторинга. Обсуждены критерии оценки состояния популяций разных систематических животных. Анализируется возможность получения объективной информации о состоянии и направлении происходящих в природной среде изменений.

Табл. 1. Библиогр. 16 назв.

УДК 591:597.6

Уровень рекреационной нагрузки и состояние популяций сибирского углозуба. Вершинин В. Л. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Дан анализ материалов многолетних исследований пригородных популяций сибирского углозуба (массового в лесопарковой зоне вида), чувствительного к трансформации сообществ. Приведены данные по загрязненности нерестовых водоемов, численности, плодовитости, размерам производителей, встречаемости морфологических аномалий, выживаемости. Установлен ряд изменений в популяциях, подверженных наибольшей антропогенной нагрузке, которые могут быть использованы для диагностики ранних стадий деградации экосистем.

Табл. 3. Ил. 3. Библиогр. 20 назв.

УДК 597.82:502.55

Воздействие нефти на амфибий в эксперименте. Данилова М. Н. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Изучали воздействие нефти на личинок остромордой лягушки, дальневосточной жерлянки и шпорцевой лягушки. Установлено, что дозы нефти от 0,0005 до 0,05 мл/л тормозят развитие лягушек, а от 0,05 мл/л и выше — летальны. Для жерлянок пороговые ингибирующие дозы составляли 0,01—0,05 мл/л. Отмечена малая показательность количественных признаков для демонстрации степени токсического действия нефти.

Табл. 7. Ил. 3. Библиогр. 24 назв.

УДК 597.82:502.55

Экспериментальное изучение влияния нефти на рост *Bombina orientalis* Boul. Пястолова О. А. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Приведены данные по динамике массы тела контрольных и подопытных животных (двух групп *B. orientalis*, одна из которых получала с кормом 0,1 мл сырой нефти), материалы по удельной скорости роста, потреблению и утилизации корма, морфофизиологические параметры внутренних органов жерлянок.

Табл. 3. Ил. 3. Библиогр. 20 назв.

УДК 502.55:665.6+631.468

Изучение почвенной мезофауны в районе нефтяного загрязнения Среднего Приобья. Некрасова Л. С. // Животные в ус-

ловиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

В районе Среднего Приобья изучали состояние мезофауны на территориях, загрязненных нефтепродуктами. Выявили, что первые беспозвоночные животные появляются на залитых нефтью участках вслед за пионерными растениями. Чем больше деградирована почва, загрязнена в результате хозяйственной деятельности предприятий по добыче нефти и газа, тем меньше численность и биомасса почвообитающих беспозвоночных. Происходит изменение качественного состава мезофауны. При этом отмечены большая неравномерность распределения их по территории и исчезновение таких организмов-сапрофагов, как дождевые черви.

Табл. 3. Ил. 1. Библиогр. 28 назв.

УДК 595.771+574.64

Лабораторные исследования токсичности разных концентраций хлорофоса для личинок кровососущих комаров. Некрасова Л. С., Лепешкина С. Д. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Приведены результаты лабораторных опытов по действию разных концентраций хлорофоса (5, 10, 15 и 20 мг/л) на личинок комаров IV стадии развития *Culex pipiens pipiens* и рода Aedes (87,3 % составлял *A. communis*), отловленных в природных водоемах. Показано, что с увеличением концентрации яда уменьшаются среднее время и весь период гибели насекомых. Наибольшая разнородность личинок по времени их гибели была выявлена при концентрациях яда 5 и 10 мг/л, они будут удобны при проведении экспериментов по выявлению эколого-физиологических особенностей кровососущих комаров из природных популяций.

Табл. 2. Ил. 2. Библиогр. 7 назв.

УДК 502.5+599.3

Изучение экологических параметров мелких млекопитающих техногенных зон. Лукьянова Л. Е. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Обсуждается влияние техногенных факторов на сообщества и популяции мелких млекопитающих таежной зоны Среднего Урала. Суммарное обилие мелких млекопитающих на техногенной территории существенно снижено, а выровненность видового состава более выражена по сравнению с фоновой территорией. Найдено изменение основных популяционных характеристик доминирующего вида — рыжей полевки в зоне воздействия техногенных факторов: обилие существенно снижено, динамика численности характеризуется большей амплитудой, показатели популяционного воспроизводства увеличены, что, вероятно, связано с эффектами, компенсирующими более высокую смертность полевок техногенных зон.

Табл. 1. Ил. 1. Библиогр. 5 назв.

УДК 591.5+502.5

К проблеме оценки качества и состояния нарушенных экосистем. Лукьянов О. А. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Обсуждается проблема оценки качества и состояния нарушенных экосистем. Данная оценка включает ряд последова-

тельных этапов исследований, связанных с отбором основных структурно-функциональных блоков и элементов экосистемы и их наиболее информативных признаков, на основе которых в конечном итоге строится функция целостного состояния экосистемы и степени ее деградации. Отбор информативных признаков базируется на положении С. С. Шварца о «хорошем» биогеоценозе и теоретических следствиях из прогрессивной эволюции экосистем (Одум, 1986). В контексте данной проблемы рассматривается понятие устойчивости экосистемы.

Библиогр. 5 назв.

УДК 591.525:599.323.4:591.1

Влияние выбросов медеплавильного комбината на эколого-физиологические признаки обыкновенной полевки. Черноусова Н. Ф. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Проанализированы морфофизиологические признаки, индекс состояния (отношение длины тела к массе животного) и реакция на голод у обыкновенной полевки из зоны выбросов Карабашского медеплавильного комбината и относительно чистого на Урале района. Сделан вывод, что полевок вряд ли можно использовать в качестве видов-индикаторов для целей мониторинга.

Табл. 2. Ил. 2. Библиогр. 17 назв.

УДК 591.525:599.323.4:591.1

К оценке влияния промышленных выбросов на мелких млекопитающих. Черноусова Н. Ф. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Исследование выполнено на обыкновенных полевках в районах различного загрязнения среды. Установлено влияние существенного изменения температуры окружающей среды на некоторые показатели крови. В комплексе и отдельно по признакам проведено сравнительное изучение показателей крови для оценки влияния промышленных эмиссий на полевок, обитающих в загрязненном районе. Сделан вывод, что загрязнения медеплавильного производства влияют на некоторые показатели крови и индекс селезенки.

Табл. 2. Ил. 3. Библиогр. 18 назв.

УДК 591.813:591.525:599.323.4:597.8

Митотическая активность покровного эпителия обыкновенной полевки и остромордой лягушки в условиях техногенного загрязнения. Гатиятуллина Э. З. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Проведено сравнительное изучение митотической активности эпителия роговицы в процессе морфогенеза остромордой лягушки, обитающей в окрестностях медеплавильного комбината и экологически относительно чистых районах. Данные по митотической активности у сеголеток соотнесены с морфофизиологическими особенностями животных. Отмечена высокая резистентность остромордой лягушки к техногенному загрязнению среды.

У мышевидных грызунов, обитающих вблизи источника эмиссии и на фоновых территориях, при анализе интенсивности клеточного деления учитывали морфофизиологическую специфику сезонных генераций. Установлен негативный цитогене-

тический эффект поступающих в окружающую среду поллютантов.

Табл. 6. Ил. 2. Библиогр. 18 назв.

УДК 591.13+599.32.4

Реакции населения красной полевки на искусственное увеличение кормообеспеченности местообитаний в Субарктике. Добринский Н. Л., Кряжимский Ф. В., Малафеев Ю. М.// Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

Представлены результаты исследований влияния подкормки на некоторые популяционные параметры красной полевки на Южном Ямале. Установлено, что кормовой фактор в первую очередь воздействует на пространственную структуру населения полевок. Заметно изменяются половозрастной состав животных и их выживаемость на опытных площадках по сравнению с контрольными. В то же время характер динамики численности не меняется. Сделан вывод о взаимодействии этого фактора с климатическими условиями.

Табл. 8. Ил. 2. Библиогр. 15 назв.

УДК 546.3:661:577.4

Влияние конкуренции на поведение тяжелых металлов в системе «почва — растения — животные». Микшевич Н. В., Ковальчук Л. А. // Животные в условиях антропогенного ландшафта. Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

В условиях загрязнения окружающей среды выбросами медеплавильного предприятия изучено поведение меди, цинка, кадмия и свинца в цепочке «почва — растения — животные». Методом атомной абсорбции определено содержание металлов в поверхностном слое (0—5 см) почвы, надземной части некоторых видов растений и в органах и тканях *Microtus arvalis*. Содержание меди, цинка, кадмия и свинца в почве составило 1375; 400; 4; 215 мг/кг соответственно, а в растительности находилось в пределах 2460—14, 287—71, 1,9—0,5 и 13—0 мг/кг сух. вещества, что позволило оценить суточные поступления металлов с пищей в организм полевок. Низкий уровень содержания токсикантов в печени и почках объяснен конкуренцией избытка эндогенных элементов.

Табл. 1. Библиогр. 15 назв.

СОДЕРЖАНИЕ

О. А. Пястолова. Некоторые проблемы зоологического контроля природной среды на Урале 3
В. Л. Вершинин. Уровень рекреационной нагрузки и состояние популяций сибирского углозуба 10
М. Н. Данилова. Воздействие нефти на амфибий в эксперименте 19
О. А. Пястолова. Экспериментальное изучение влияния нефти на рост *Bombina orientalis* Boul 30
Л. С. Некрасова. Изучение почвенной мезофауны в районе нефтяного загрязнения Среднего Приобья 37
Л. С. Некрасова, С. Д. Лепешкина. Лабораторные исследования токсичности разных концентраций хлорофоса для личинок кровососущих комаров 49
Л. Е. Лукьянова. Изучение экологических параметров мелких млекопитающих техногенных зон 55
О. А. Лукьянов. К проблеме оценки качества и состояния нарушенных экосистем 61
Н. Ф. Черноусова. Влияние выбросов медеплавильного комбината на эколого-физиологические признаки обыкновенной полевки 70
Н. Ф. Черноусова. К оценке влияния промышленных выбросов на мелких млекопитающих 83
Э. З. Гатиятуллина. Митотическая активность покровного эпителия обыкновенной полевки и остромордой лягушки в условиях техногенного загрязнения . . . 91
Н. Л. Добринский, Ф. В. Кряжимский, Ю. М. Малафеев. Ренкции населения красной полевки на искусственное увеличение кормообеспеченности местообитаний в Субарктике 100
Н. В. Микшевич, Л. А. Ковальчук. Влияние конкуренции на поведение тяжелых металлов в системе «почва — растения — животные» 114

ЖИВОТНЫЕ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ЛАНДШАФТА

СБОРНИК НАУЧНЫХ ТРУДОВ

Рекомендован к изданию
Ученым советом
Института экологии растений и животных
и НИСО УрО АН СССР
по плану выпуска 1990 г.

Редактор С. С. Гаврилова
Художник М. Н. Гарипов
Технический редактор Н. Р. Рабинович
Корректоры Г. К. Лохнева, Н. В. Каткова

Сдано в набор 17.07.89. Подписано в печать 8.06.90. НС 17106. Формат 60×90¹/₁₆. Бумага газетная. Гарнитура литературная. Печать высокая. Усл. печ. л. 8. Уч.-изд. л. 9,5. Тираж 600. Заказ № 424. Цена 1 р. 50 к.

620008, Свердловск, ГСП-219, ул. 8 Марта, 202.
Ин-т экологии растений и животных
Типография изд-ва «Уральский рабочий».
Свердловск, пр. Ленина, 49.