АКАДЕМИЯ НАУК СССР
НАУЧНЫЙ СОВЕТ ПО ПРОБЛЕМАМ БИОГЕОЦЕНОЛОГИИ
И ОХРАНЫ ПРИРОДЫ
ИНСТИТУТ ЭВОЛЮЦИОННОЙ МОРФОЛОГИИ
И ЭКОЛОГИИ ЖИВОТНЫХ им. А.Н. СЕВЕРЦОВА

ПРОБЛЕМЫ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Ответственный редактор
член-корреспондент АН СССР Н.И. ПЬЯВЧЕНКО

МОСКВА
"НАУКА"
1985

УДК 547.47

Проблемы антропогенного воздействия на окружающую среду. М.: Наука, 1985. — 144 с.

Содержание сборника построено таким образом, чтобы отразить многоплановый характер воздействий и многообразие реакций различных экосистем на эти воздействия. Часть работ посвящена обоснованию критериев чистоты и загрязнения, проблеме рекреационного лесопользования, вопросам биологического мониторинга на Крайнем Севере, а также методологии мониторинга пестицидов, оценке антропогенного воздействия на почвенный покров естественных и освоенных территорий, разработке космического мониторинга источников химического загрязнения биосферы и др.

Рецензенты:

Е.Е. СЫРОЕЧКОВСКИЙ, К.Д. ЗЫКОВ

ПРОБЛЕМЫ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Утверждено к печати Институтом эволюционной морфологии и экологии животных им. А.Н. Северцова Академии наук СССР

Редактор *Б.С. Шохет*
Художник *Н.Н. Якубовская*. Художественный редактор *Л.В. Кабатова*
Технический редактор *М.К. Серегина*. Корректор *О.А. Разуменко*

Набор выполнен в издательстве на электронной фотонаборной системе

ИБ № 31037

Подписано к печати 28.10.85 Т. 17253. Формат 60 × 90 1/16
Бумага для глубокой печати. Гарнитура Таймс. Печать офсетная
Усл. печ. л. 9,0. Усл. кр.-отт. 9,2. Уч.-изд.-л. 11,2
Тираж 1750 экз. Тип. зак. 763. Цена 1р. 70к.

Ордена Трудового Красного Знамени издательство "Наука"
117864 ГСП-7, Москва В-485, Профсоюзная ул., д. 90

Ордена Трудового Красного Знамени 1-я типография издательства "Наука"
199034, Ленинград В-34, 9-я линия, 12

П $\frac{1603000000-553}{042(02)-85}$ 108-85-IV

© Издательство "Наука", 1985

УДК 502.747+502.757

О.Ф. Садыков, Н.М. Любашевский, И.А. Богачева, Г.В. Троценко, Б.В. Попов

НЕКОТОРЫЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ВЫБРОСОВ ФТОРА

В связи с дальнейшим ростом производства электроэнергии, стали и цветных металлов, минеральных удобрений, керамики, кирпича и пластмасс в ряду приоритетных техногенных поллютантов все более существенную роль играют соединения фтора. Фтор — элемент, обладающий в силу своих химических свойств чрезвычайной биологической активностью, способен оказать дестабилизирующее влияние на биосистемы всех уровней организации даже при незначительном превышении значений его фонового содержания в воздухе, воде и почве. Из-за высокой реагентоспособности фтор не встречается в свободном состоянии. По этой причине , говоря далее о поступлении и перераспределении фтора, мы имеем в виду фтор-ион и фториды. Уровень естественного фонового содержания фтора в биосфере определяется вулканической деятельностью (HF составляет около 2,5% в вулканических газах) и его вымыванием из изверженных пород (фторапатита, флюорита, криолита, коренных фосфоритов), а также частичным поступлением на поверхность глубинных термальных вод (Габрович, Минх, 1979). Судя по влиянию на организм человека, важная, биологически значимая особенность фтора состоит в том, что его оптимальная концентрация в питьевой воде составляет 0,7—1,0 мг/л, а порог концентрации по токсическому действию — лишь 1,5 мг/л.

Уже на этом основании можно предполагать, что и для отдельных популяций растений и животных и в отношении целых экосистем, подверженных влиянию фтористых выбросов, возможны проявления экотоксического действия фтора даже при незначительном увеличении его содержания в среде. Поскольку атмосферный перенос экотоксичных

концентраций поллютантов осуществляется на значительные расстояния от источников эмиссии, порядка 20—45 км (Николаевский, 1979), а в ряде случаев и значительно дальше, то, исходя из общих теоретических соображений, следует ожидать тех или иных проявлений фтористых поражений экосистем вокруг предприятий, выбрасывающих ежесуточно несколько тонн фтора в течение многих лет, что подтверждается и многими литературными сведениями (Соков, Рожков, 1975; Гудериан, 1979; Голутвин и др., 1980; и др.). Помимо прямого действия фтора, со временем увеличивается риск поражения экосистем за счет постепенного накопления фтора в местах, где его разовое поступление незначительно. Но, если эффекты поступления избыточного количества фтора в организм человека с воздухом, водой и пищей хорошо изучены (Габрович, Минх, 1979), то этого нельзя сказать относительно большинства компонентов экосистем, подверженных действию фтористых выбросов. Знать же их необходимо для прогноза возможных долгосрочных экологических последствий эксплуатации действующих, строящихся и проектируемых предприятий, использующих технологии, которые предусматривают выброс фтора в атмосферу или сброс его в воду. Это позволит определить безопасные для экосистем уровни выбросов и наладить систему экологического мониторинга фтористых загрязнений с использованием специальных методов фтор-селективной биоиндикации.

В Институте экологии растений и животных УНЦ АН СССР в 1981 г. были начаты комплексные исследования по изучению экологических последствий выбросов фтора предприятиями цветной металлургии. Настоящая статья является первым обобщением полученных результатов обследования наземных и водных экосистем, подверженных в течение 20—50 лет влиянию фтористых эмиссий.

Материал и методика. Материалом для данной работы послужили данные, полученные в ходе экспедиционных выездов 1981 и 1982 гг., проведенных в ряде районов Азиатской части СССР. Сбор образцов воды, почвы, растительности, позвоночных и беспозвоночных животных проводили вдоль трансект протяженностью 25—30 км по и против направления господствующих ветров, начиная с удаления 0,5 км от источника эмиссии. На начальном этапе работ образцы почвы отбирали на 30 площадках площадью 1 $м^2$ в пределах каждого выбранного удаления от источника эмиссии. Интервал между площадками 10 м. Почву на каждой площадке брали в пяти точках по схеме "конверт" почвенным буром на глубине 10 см и на каждую площадку готовили и анализировали один смешанный образец. Линии таких площадок были удалены на 1, 2,5 5,0 и 30 км от источника эмиссии. В дальнейшем пробы почвы брали с учетом установленной вариабельности: на удалениях до 1 км закладывали по семь площадок по 1 $м^2$, на удалениях до 30 км — через каждые два км по две площадки, на которых почвенным буром диаметром 10 мм отбирали по 10 образцов и готовили один смешанный. С этих же площадок брали пробы травянистой растительности и листву или хвою ближайших деревьев.

Пробы воды отбирали в чистую полиэтиленовую посуду в количестве 500 мл на точку по мере прохождения маршрута, без предвари-

тельного консервирования. Для количественного определения фтора использовали иономер ЭВ-74 с фторидным ионоселективным электродом ЭГ-VI с отсчетом данных на цифровом вольтметре Ш1513. Использовали методику анализа поверхностных вод суши, разработанную Черкасским гидрохимическим институтом и ГОСТом 4386-81 "Вода питьевая".

При определении потенциальной активности дыхания и азотфиксации почвенной микрофлоры 5 г воздушно-сухой почвы (смешанный образец из 20—40 точек бурения) просеивали через сито диаметром отверстий 1 мм и засыпали в 15 мл пенициллиновые флаконы, увлажняли до 100 ПВ, затем закрывали ватными пробками и инкубировали при 28°С одни сутки. После этого флаконы затыкали герметично резиновыми пробками, вводили 0,5 мл ацетилена и измеряли скорость его восстановления в этилен на газовом хроматографе с пламенно-ионизационным детектированием. На тех же образцах определяли CO_2 с использованием газового хроматографа, снабженного катарометром. Повторность опытов 4—5-кратная.

Сборы позвоночных и беспозвоночных животных проводили общепринятыми методами отлова давилками и живоловками (позвоночные), энтомологического кошения, учетов биоценометром (беспозвоночные).

Для определения содержания фтора все образцы высушивали до воздушно-сухого состояния при комнатной температуре, растирали их до пудрообразного состояния в железных ступках или электрических лабораторных мельницах ЭМ-3А и просеивали на ситах с диаметром отверстий 0,05 мм. Сборы растительности, насекомых, рыб и помета позвоночных анализировали методом диффузионного выделения и фотометрического определения фтора (Радовская и др., 1980) с точностью 15%. Фтор в почве и моллюсках был определен методом пирогидролитического выделения с фотометрической индикацией (Хаземова и др., 1979) с точностью 12%.

Результаты. Аналитические исследования по оценке содержания фтора в воде в радиусе 30 км вокруг обследованных источников эмиссии показали, что на удалении до 1 км в поверхностных водных источниках содержание фтор-иона превышает 31,5 мг/л, на удалении до 3 км содержание фтора составляет около 13, на удалениях от 5 до 30 км колеблется от 1,1 до 4,7 мг/л. На контроле содержание фтора составило 0,22—0,27 мг/л. Аналогичный анализ почв показал наличие повышенной концентрации фтора в почвах в радиусе 30 км от источников эмиссии и ее убывание с расстоянием от величин свыше 1 000 мкг/г вблизи источников, до 500 мкг/г на удалении 5—6 км, 330—390 — на удалении 14—15 км, 320—340 — на удалении 24—26 км (на контроле 100—200 мкг/г).

Анализ влияния фтористых эмиссий на микроорганизмы почв позволил установить в качестве предварительного результата, что в зонах радиусом до 30 км с повышенным содержанием фтора вокруг длительно действующих источников эмиссии (50 лет) и на удалении до 20 км вокруг источников эмиссии, действующих 20 лет, отмечается существенное, вплоть до десятикратного, снижение уровней потенциаль-

ной активности азотфиксации и многократное снижение потенциальной активности дыхания почвенных микроорганизмов.

Анализ различных образцов растений показал убывание содержания фтора в воздушно-сухом растительном материале (кормовая травосмесь) от 200—500 мкг/г на удалении 1—2 км, до 100—120 на удалении в 3—5 км, 50—60 на удалении 6—30 км. В контрольных образцах — менее 20 мкг/г. Содержание фтора в помете зеленоядных животных (рябчик, глухарь, заяц-беляк) в 7—10 км от источников эмиссии фтора составляет 70—100 мкг/г. В собираемых населением грибах на удалении до 3 км от источника отмечено содержание фтора 94 мкг/г сухого веса и 62,3 мкг/г на удалении в 6 км. В дикорастущих ягодах на удалениях от 6 до 30 км фтора содержится около 70—80 мкг/г (данные по черемухе и шиповнику). По литературным данным (Габрович, Минх, 1979), обычное для грибов содержание фтора составляет 0,71 мг на 1 кг, что приблизительно соответствует величине 7 мкг/г сухого веса.

Анализ тканей беспозвоночных животных показал, что в значительных количествах фтор может накапливаться в моллюсках: на расстоянии 1—3 км от источника — 110 до 500 мкг/г, в контрольных образцах фтора — всего 10—20 мкг/г. При этом в теле накапливается больше, чем в раковине. В муравьях фтора накапливается от 39 до 130 мкг/г и при этом максимальное содержание фтора отмечается в пробах на удалении от источника 6—12 км. При анализе сборов валового энтомологического кошения отмечено содержание в образцах фтора от 48,3 до 74 мкг/г на удалениях до 30 км, что вдвое превышает уровень в контрольных образцах.

В тканях используемых в пищу рыб содержится от 21 до 62 мкг/г фтора (данные по окуню и плотве). В землеройках-бурозубках рода Sorer, отловленных вблизи источника эмиссии, отмечено содержание фтора 550 мкг/г, на удалении до 10 км — от 80 до 260, тогда как в контрольных образцах количество фтора составляет 10—20 мкг/г. В телах взрослых амфибий в зонах действия эмиссии фтора его накапливается до 680 мкг/г, в контроле — 35 мкг/г. В головастиках на удалении 2 км от источника фтора содержится 270 мкг/г, на удалении 15 км — всего 30 мкг/г. В тканях молодых неполовозрелых лягушек в радиусе 5 км от источника содержится от 37,8 до 85,3 мкг/г.

Флористические исследования показали, что визуально регистрируемые повреждения растительности вокруг источников выбросов фтора отмечаются в радиусе 20—30 км в зависимости от продолжительности действия источника эмиссии. Прилегающие к таким источникам леса чаще всего низкопродуктивны (IV—V бонитет), до расстояния порядка 5—7 км велика доля погибших деревьев, распространена суховершинность, высока разреженность крон, велика площадь мертвопокровных лесов. Сохраняющиеся местами ягодные кустарнички (черника, брусника) почти не плодоносят и встречаются лишь отдельные ягоды. В таких лесах поражены деревья основных ярусов, подрост, подлесок, травянистая растительность. Признаками поражения служат хлороз и некроз листьев. Особенно четко хлороз листьев проявляется на удалении до 2 км от источника выбросов фтора. На всех листьях здесь четко выделяются желтые полосы по краям.

Наиболее устойчива к влиянию фтора береза, в листьях которой содержится от 78,5 мкг/г фтора на удалении 3—6 км, до 20 мкг/г на удалении 15 км, тогда как у сосны на удалении 15 км в хвое содержится 180 мкг/г фтора. В плодах и семенах травянистых растений фтора накапливается больше чем в стеблях и листьях, и это может вести к снижению их продукции. Сравнительное исследование действия фтористых и сернистых выбросов в районах их совместного поступления в атмосферу показало, что при многократно более высоких концентрациях выбросов сернистых соединений по сравнению с фтористыми накопления серы в тканях растений сверх уровней в контроле (у хвойных 140 мкг/г) не отмечается. Одновременно количество фтора оказывается выше, чем в контроле, во много раз, что вызывает среднее и сильное поражение хвои, судя по некротическим пятнам и общему побурению.

Фаунистические исследования показали резкое снижение разнообразия и численности позвоночных и беспозвоночных животных в загрязненных фтором районах. Прежде всего это касается фауны водных беспозвоночных, хищных наземных членистоногих и растительноядных позвоночных. Относительно богатая фауна беспозвоночных сохранилась в составе березовых лесов, что связано, по всей вероятности, с высокой устойчивостью березы к загрязнениям. Основу фауны беспозвоночных березовых лесов в зонах влияния техногенных загрязнений составляют питающиеся березой насекомые. Это грызущие филлофаги — чешуекрылые, пилильщики, жесткокрылые, сосущие филлофаги — тли, цикадки, клопы, семееды-долгоносики, минеры-чешуекрылые. Ими питаются облигатные хищники: коровки, мягкотелки, сетчатокрылые , сирфиды, а также паразиты (наездники). Многочисленны муравьи, встречаются пауки, сенокосцы и хищные клопы. Численность большинства видов невысокая. Особенно мало листогрызущих фитофагов, которые представлены в основном двумя видами пядениц и слоником Polydrosus sp. Более обильны сосущие насекомые, особенно тли и цикадки, но и они не отмечены в массовых количествах. Хищники и паразиты встречаются единично. В луговых ассоциациях в непосредственной близости от источников выбросов (1—3 км) обитают муравьи Lasius fuliginosus, устраивающие свои гнезда в почве и не образующие муравейников на поверхности. Спорадически встречаются муравьи другого вида (Lasius sp.), гнезда которых с небольшим наземным куполом расположены среди камней. Обращает на себя внимание большое число необитаемых муравьиных куч. Из прямокрылых обычны болотные кобылки, а также жуки родов Trichius и Ragium. Отмечено до семи видов стрекоз. На удалении 3—6 км начинают встречаться насекомые цветов (восковики, бронзовики, странгалии) и становятся многочисленными различные ксилофаги. На удалении свыше 6 км фауна беспозвоночных близка по составу и численности к контролю.

Изучены изменения фауны позвоночных (мелкие млекопитающие и амфибии) на загрязняемых фтором территориях. Амфибии в радиусе до 7 км от источника выбросов представлены двумя видами лягушек — обыкновенной и травяной, в контроле разнообразие

амфибий — шесть видов. На удалении 7 км от источника эмиссии в проточных водоемах встречается обыкновенный тритон. Из мелких млекопитающих на удалении до 7 км отмечено обитание двух видов бурозубок и водяной полевки, при этом постоянные поселения образуют здесь только бурозубки. На удалении 7—15 км отмечено обитание еще четырех видов: обыкновенной куторы, крота, обыкновенной и рыжей полевок. На контроле видовое разнообразие насекомоядных составило шесть видов, грызунов — 16 видов. Близкая к контролю фауна мелких млекопитающих сохраняется на удалении 20—30 км от источников загрязнения. Проведенные учеты в зимнее и летнее время показали, что численность мелких млекопитающих на удалении до 10 км на порядок меньше, чем на контроле. Важно подчеркнуть, что здесь практически не заселены даже самые благоприятные для мелких млекопитающих стации — каменистые россыпи, обычно служащие в качестве постоянных резерваций. Из наблюдений за сельскохозяйственными животными известно, что фтористые интоксикации у теплокровных животных проявляются в основном вследствие употребления фтора с пищей и в значительно меньшей степени из-за вдыхания зараженного воздуха. Содержание в кормах фтора на уровне 25 мкг/г достаточно для серьезных поражений костной ткани у домашнего скота. В этой связи отметим, что в кормовых объектах диких травоядных животных на удалениях до 30 км от источников эмиссии фтора содержание фтора составляет 40—250 мкг/г. В отношении ряда районов показано, что в кормовых объектах травоядных млекопитающих содержание фтора в 2 и более раз превышает уровень 25 мкг/г на удалениях до 75 км. Обследование немногочисленных добытых в зонах загрязнения мелких млекопитающих — сеголеток летней генерации — тем не менее не позволило выявить явных признаков поражения скелета и флюороза зубов.

Обсуждение и выводы. Анализ содержания фтора в воде и почве территорий вокруг источников эмиссии фтора показал, что 20—50-летний срок их работы достаточен для формирования обширной зоны с повышенным содержанием фтора в объектах внешней среды, что ведет к избыточному поступлению этого токсичного агента в организм растений и животных, подавляет активность микроорганизмов. На характер распределения фтора во внешней среде влияет группа разнородных факторов: срок действия источника загрязнения и его мощность, частота неорганизованных выбросов, направления господствующих ветров, рельеф местности. При прочих равных условиях больше всего фтора накапливается в наиболее увлажненных местах. Дополнительные трудности в изучении вопроса о влиянии выбросов фтора на экосистемы связаны с тем, что однократный нерегулируемый или аварийный выброс фтора может стать основной причиной регистрируемых в дальнейшем поражений биоценозов в данном году. Поскольку такие выбросы за долгое время обследования случались неоднократно, особенно трудно вычленить эффекты, вызванные менее интенсивными регулярными выбросами. Оценив характер накопления фтора в обследованных экосистемах, можно сказать, что бóльшая часть отмеченных

изменений связана тем не менее с систематическим поступлением фтора.

Важным экологическим следствием воздействия фтора, судя по предварительным данным, является резкое падение показателей биологической активности почв. Эти показатели напрямую связаны с почвенным плодородием. Падение почвенного плодородия, связанное прежде всего с уменьшением азотфиксации, способно привести к целому комплексу неблагоприятных последствий для природы и человека на обширных пространствах. Вероятный срок, в течение которого происходит опасное для микроорганизмов насыщение среды фтором в радиусе 30 км от источника выбросов, колеблется от 30 до 50 лет. Для зон прижима дымогазового шлейфа этот срок вдвое меньше. Следует отметить, что обеднение почв может сказаться на устойчивости растений к газовым загрязнениям, которая снижается по мере падения плодородия почв и, наоборот, возрастает при внесении удобрений (Гудериан, 1979). Если полученные нами данные по неблагоприятному влиянию фтора на мощный естественный механизм азотфиксации, в котором участвует до 40 родов бактерий, переводящих атмосферный азот в усваиваемую растениями форму, подтвердятся в дальнейшем, то это будет означать нарушение баланса азота в экосистемах. Недополучение растениями дарового азота вызывает общее падение первичной продуктивности экосистем и уменьшает газоустойчивость растений, что грозит полной деградацией существующих экосистем на больших территориях.

Достигнутые к настоящему времени уровни содержания и поступления фтора в естественные экосистемы на удалении до 30 км от источников загрязнения являются экотоксичными, что проявляется прежде всего в поражениях зеленых растений. Избыточное накопление фтора в растениях при одновременном обеднении растительности ведет к неблагоприятным изменениям на всех последующих трофических уровнях. Можно констатировать, что консументы реагируют не столько на прямое действие фтора, поступающего к ним с вдыханием воздуха, сколько на фитоценотические изменения, вызванные фтористыми эмиссиями.

Прямое влияние фтора на древесную растительность в качестве одного из следствий вызывает падение интенсивности смоловыделения, что уменьшает сопротивляемость пораженных деревьев вредителям из числа ксилофагов. Фитотоксичные концентрации фтора при этом не оказывают прямого влияния на ксилофагов, у которых не наблюдается отклонений в развитии (Анисимова, 1978). По этой причине формируются очаги стволовых вредителей. Одновременно происходит уменьшение численности хищных насекомых, более чувствительных к загрязнению среды фтором в силу своих трофических связей (Murray, 1981). Индикаторное значение ксилофагов и растительноядных насекомых, накапливающих в своих тканях сравнительно небольшое количество фтора, определяется возможностью оценки изменений их качественного и количественного разнообразия. Хищные членистоногие, в большей степени накапливающие фтор (например, пауки), непригодны для массовых сборов. По этим причинам наиболее перспективная

группа для экологического мониторинга по влиянию фтора — муравьи.

Попадая в растения, фтор концентрируется в листьях, и от его избытка среди фитофагов начинают страдать прежде всего филлофаги, накапливающие в 5—9 раз больше фтора, чем в контроле, тогда как содержание фтора в тканях ризофагов (Murray, 1981) при тех же удалениях не меняется. С этим связано уменьшение видового разнообразия прежде всего филлофагов по мере приближения к источнику выбросов фтора. Но одновременно существует и другая закономерность, обусловленная благоприятным влиянием ослабления деревьев на ксилофагов (Васечко, 1981), массовое размножение которых наблюдается при таком ослаблении деревьев, когда отмирают отдельные ветки (Анисимова, Соков, 1975; Анисимова, 1980). Благоприятные для ксилофагов условия складываются лишь на определенном расстоянии от источника эмиссии. В местах с бóльшей загрязненностью вблизи них, где степень ослабления и отмирания деревьев еще выше, начинает преобладать токсический эффект фтористых выбросов и массового размножения ксилофагов не происходит (Катаев и др., 1980). Определенная степень ослабления кормовых растений благоприятна и для филлофагов. Таким образом, численность зеленоядных насекомых определяется взаимодействием на конкретном участке двух противоположных факторов: благоприятного (ослабление кормового растения) и неблагоприятного (токсическое действие фтора). Поэтому с ростом концентрации фтора численность насекомых вначале увеличивается, а потом снижается, максимум их вредоносной деятельности приходится на зоны со средним содержанием фтора в растениях (Carlson et al., 1977). В отдельных случаях оказывается прослеженной только часть кривой изменения численности насекомых и фиксируется либо рост, либо падение их численности с ростом загазованности при сравнении получаемых данных с контролем (Волкова, Васильева, 1980; Катаев и др., 1980; Анисимова, 1980).

Трудность таких исследований состоит в том, что на различия, связанные с действием фтора, часто может накладываться локальная естественная изменчивость в распределении и численности насекомых, которая бывает очень высокой. Так, в одном из наших экспериментов структуру сообщества насекомых на опытной площадке "преобразовали" муравьи, которых оказалось очень много, и они изъяли из сообщества практически всех грызущих фитофагов на стадии личинки, не тронули тлей, изгнав или уничтожив их хищников. Не пострадали от них только очень подвижные цикадки и наездники. К сожалению, часто причины локальных преобразований в сообществах беспозвоночных не столь очевидны. Это требует закладки большого числа опытных площадок.

В устойчивых к действию фтора березовых лесах даже на очень близких к источнику загрязнения площадках (3 км) число видов и численность позвоночных в кронах берез не отличается сколько-нибудь достоверно от контроля. На удалении 3 км листогрызущие насекомые изъяли за лето 15,5% общей площади листьев, на удалении 5 км — 7,9, на удалении 14 км — 6,4, на контроле — 9,6%. Это можно

объяснить рядом причин: тем, что фтор в основном накапливается в растениях верхнего яруса, а наши пробы взяты с растений второго яруса (Рамад, 1981; Pandey, 1981), меньше фтора в растениях на возвышенностях (Murray, 1981), а площадка, удаленная на 3 км, располагалась именно на возвышенности; поступление фтора в растения при высокой температуре снижается (Гудериан, 1979), а лето 1982 г. было очень жарким.

Общая численность членистоногих в травостое и подстилке в зонах загрязнения достоверно ниже, чем на контроле, но в основном за счет хищников (пауков). Пауки — единственная группа, которая может служить биоиндикатором фтористых выбросов, тогда как другие группы проявляют высокую изменчивость, не связанную с действием загрязнений. Снижение разнообразия и численности пауков в местах выбросов фтора — первый сигнал о неблагополучии лесного биогеоценоза. Об избытке фтора в тканях беспозвоночных легче всего судить по муравьям, поскольку их сбор для анализа не представляет труда.

Аккумуляция фтора в растительности на загрязняемых территориях оказывает пагубное влияние на позвоночных животных, прежде всего травоядных и семеноядных. Насекомоядные позвоночные страдают в меньшей степени. Поскольку критические для животных уровни содержания фтора в кормах превышены на значительных расстояниях от источников эмиссии (в отдельных случаях — свыше 30 км), стабильные поселения вокруг таких длительно действующих источников исчезают.

На основании собственных и литературных данных нами рассчитаны соотношения между атмосферным поступлением фтора на разные расстояния от источников и его содержанием в почвах, осаждением на листьях, содержанием в растительности; расчеты проведены по азимутам преимущественных ветров и наименее вероятных ветров. Так, зависимость для содержания фтора в почве $C_п$ (маг/г) на удалении R (км) имеет для длительно действующего источника эмиссии следующий вид в логарифмических координатах:

$$\mathrm{Lg}C_п = -(0{,}274 \pm 0{,}018)\,\mathrm{Lg}R - (0{,}399 \pm 0{,}009).$$

Коэффициент корреляции этой зависимости равен 0,834. Аналогичные зависимости установлены для шести других ситуаций, что позволяет сделать общий вывод о возможности использования данной зависимости в целях прогноза содержания фтора в почвах.

Установлена зависимость содержания фтора в растительности от расстояния. Более интенсивно убывает с расстоянием концентрация фтора в кустарниках, нежели в травянистой растительности. Для источника с момента его действия в одинаковом режиме в зависимости от разных видов и групп растений уравнения характеризуются высокими коэффициентами корреляции (от 0,79 до 0,99), и установленные зависимости могут использоваться в целях прогноза. При изменении режима функционирования источника эмиссии подобные корреляции не наблюдаются.

На всех изученных нами территориях содержание фтора на опытных

и контрольных участках превышает уровни 30-х и 40-х годов XX в., что отражает глобальный характер загрязнения биосферы фтором. Помимо неблагоприятных экологических последствий, опасность для людей представляет в зонах действия выбросов повышение содержания фтора в производимых на таких территориях продуктах питания, что требует установления определенного баланса в рационе между привозными и местными продуктами. Аналогичным образом необходимо формировать рацион домашнего скота. Отдаленные экологические последствия выбросов фтора оценить в настоящий момент трудно. Для этого необходимо собрать экологическую информацию о состоянии биосистем в местах с естественным высоким содержанием фтора.

В заключение авторы выражают глубокую признательность за помощь по сбору и анализу материалов, использованных в статье, Баженову А.В., Безелю В.С., Куликову В.П., Плотко Э.Г., Радовской Т.Л., Раменскому В.А., Садыкову Б.Ф., Хохуткину И.М., Щербакову С.В. и Щупак Е.Л.

ЛИТЕРАТУРА

Анисимова О.А. Особенности экологии сосновых лубоедов и долгоносиков в лесах, ослабленных фтористыми выбросами алюминиевых заводов. — В кн.: Хвойные деревья и насекомые дендрофаги. Иркутск, 1978, с. 62—67.

Анисимова О.А. Особенности формирования экологических комплексов ксилофагов в лесах, ослабленных фтористыми выбросами алюминиевых заводов. — В кн.: Роль дендрофильных насекомых в таежных экосистемах. Дивногорск, 1980, с. 5—6.

Анисимова О.А., Соков М.К. Роль насекомых в древостоях, ослабленных токсичными выбросами алюминиевых заводов. — В кн.: Влияние антропогенных и природных факторов на хвойные леса. Иркутск, 1975, с. 61—84.

Васечко Г.И. Оценка роли факторов смертности в динамике численности короедов. — В кн.: Чтения памяти Н.А. Холодковского. Л.: Наука, 1981, с. 54—91.

Волкова Л.М., Васильева Г.Т. Особенности биохимического состава листьев березы и ее энтомофауны в насаждениях, загазованных выбросами алюминиевых заводов. — В кн.: Роль дендрофильных насекомых в таежных экосистемах. Дивногорск, 1980, с. 22—24.

Габрович Р.Д., Минх А.А. Гигиенические проблемы фторирования питьевой воды. М.: Медицина, 1979. 196 с.

Голутвин Г.И., Кондратьев В.П., Поповичев Б.Г. Динамика состояния сосняков в зоне интенсивных промышленных выбросов. — В кн.: Экология и защита леса. Л., 1980, с. 104—110.

Гудериан Р. Загрязнение воздушной среды. М.: Мир. 1979. 200 с.

Катаев О.А., Голутвин Г.И., Кондратьев В.П. Развитие стволовых насекомых в загазованных сосняках. — В кн.: Роль дендрофильных насекомых в таежных экосистемах. Дивногорск, 1980, с. 60—62.

Николаевский В.С. Биологические основы газоустойчивости растений. Новосибирск: Наука, 1979. 275 с.

Радовская Т.Л., Круглова А.В., Казюнь Т.К. Усовершенствование диффузионного выделения и фотометрического определения фтора. — Гигиена и санитария, 1980, N 10.

Рамад Ф. Основы прикладной экологии. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. 543 с.

Соков М.К., Рожков А.С. Динамика сокращения прироста у хвойных деревьев под влиянием промышленных выбросов алюминиевых заводов. — В кн.: Влияние антропогенных и природных факторов на хвойные деревья. Иркутск, 1975, с. 9—60.

Хаземова Л.А., Радовская Т.Л., Селезнева Л.В., Калинина Н.Н. Определение фтор-иона в почвах. — Почвоведение, 1979, N 11, с. 148—151.

Carlson C.-E., Bousfield W.-E., McGregor M.-D. The relationship of an insect infestation of Lodgepole pine to fluorides emitted from a nearly aluminium plant in Montana. — Fluoride, 1977, vol. 10, N 1, p. 14—21.

Murray F. Effect of fluorides on plant communities around an aluminium smelter. — Environ. Pollut. A, 1981, vol. 24, p. 45—56.

Pandey G.-P. A survey of fluoride pollution effect on the forest ecosystem around an aluminium factory in Mirzapur, U.P., India. — Environ. Convers., 1981, vol. 8, N 2, p. 131—137.