

Юри МАРТИН

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ ПРИ ПОМОЩИ СПОРОВЫХ РАСТЕНИЙ

В последние годы в обширной научной литературе обсуждаются возможности репрезентативной индикации состояния и изменения свойств окружающей среды. Поскольку антропогенное изменение окружающей среды в большинстве случаев связано с изменениями природного круговорота веществ, правомерен поиск биологических индикаторов этих отклонений, которые в своем крайнем выражении наблюдаются как антропогенные биогеохимические неаномалии (Ковда, 1976). Обширная отечественная и зарубежная литература, посвященная различным аспектам биологической индикации с использованием споровых растений, позволяет судить о целесообразности и практической ценности полученных результатов.

Среди споровых растений в индикационном аспекте наиболее полно изучены лишайники и мхи (Manning, Feder, 1980; Martin, 1981; Мартин, 1982). Эвритопность лишайников как группы организмов, ярко выраженная стенотопность отдельных видов и ряд адаптаций позволяют им занимать пространство в природных и антропогенных экстремальных условиях. Перекрывающиеся экологические амплитуды различных видов, индивидуальность реакций видов лишайников к фитотоксикантам, распространяющимся через атмосферный воздух, делают их удобным орудием биологического мониторинга изменений геохимической обстановки.

Воздействие наиболее распространенных загрязнителей на лишайники

Двуокись серы. Хотя лишайники представляют большой интерес как индикаторные виды серного загрязнения, об их серном обмене весьма мало известно. Большинство данных говорит об общем накоплении серы в лишайниках, трансплантированных в загрязненную среду или же растущих там (Gilbert, 1965, 1968, 1969; LeBlanc, Rao, 1972). Данные, полученные в лабораторных условиях (Ferry, Baddeley, 1976), показали, что воздействие SO_2 не всегда совпадает с оценками относительной чувствительности лишайников (Hawksworth, Rose, 1970). Это особенно касается видов, растущих на нейтральной и щелочной коре, а также на гипертрофированной или эвтрофированной (Barkman, 1958; Hawksworth, Rose, 1970).

Подобные результаты получили Э. М. Нильсон и Л. Н. Мартин (1982) при сравнении относительной чувствительности лишайников в условиях кислого и сложного щелочного (пылевого + SO_2) загрязнения (табл. 1).

Несоответствие полевых и экспериментальных данных, по-видимому, связано со следующими обстоятельствами: 1) при оценке относительной токситолерантности лишайников в полевых условиях ведущим фактором считается концентрация SO_2 , другие ингредиенты практически не учиты-

Токситолерантность эпифитных лишайников в условиях кислого и щелочного загрязнения

Виды	Токситолерантность	
	Кислое загрязнение	Щелочное загрязнение
I		
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	8	—
<i>Lecanora pulicaris</i>	7	—
<i>Cetraria pinastri</i>	5	—
<i>Lecanora conizaeoides</i>	10	—
II		
<i>Scoliciosporum chlorococcum</i>	10	3
<i>Buellia punctata</i>	8	3
<i>Evernia prunastri</i>	7	4
<i>Hypogymnia physodes</i>	8	5
<i>Lepraria incana</i>	10	5
<i>Parmelia sulcata</i>	9	6
III		
<i>Caloplaca holocarpa</i>	—	10
IV		
<i>Lecanora allophana</i>	4	8
<i>L. carpinea</i>	6	9
<i>Pertusaria coccodes</i>	3	6
<i>Physcia adscendens</i>	6	9
V		
<i>Lecanora hageni</i>	10	10
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	10	10
<i>Physcia dubia</i>	8	9
<i>P. stellaris</i>	9	10
<i>P. tenella</i>	9	9
<i>Xanthoria parietina</i>	10	10

ваются; 2) в экспериментах практически невозможно смоделировать естественную обстановку.

Показано (Ferry, Baddeley, 1976), что накопление серы (из раствора сульфита) является частично активным и частично пассивным процессом. Видовые различия пропорции пассивного и активного усвоения серы во многом объясняют избирательность накопления в лишайниках.

Двуокись серы и поражение лишайников. В очень многих работах, где указывается на исчезновение лишайников в результате воздействия двуокиси серы, нет прямых данных о концентрациях этого вещества в атмосфере. Причинами поражения или исчезновения лишайников в городах, наряду с воздействием двуокиси серы, могут быть измененный микроклимат, исчезновение форофитов или нарушение других природных субстратов лишайников, а также воздействие многих загрязнителей городской атмосферы. Только в последние годы появились работы, позволяющие сравнивать состояние лишайников до начала урбанизации или запуска промышленных предприятий с современным (Eversman, 1976; Lulman и др., 1977; Will-Wolf, 1980). Недавние полевые трансплантационные (LeBlanc, Rao, 1972) и лабораторные фумигационные эксперименты дали возможность более конкретно обсудить механизмы поражения лишайников. Использовано в качестве показателя физиологиче-

Изменение процентного покрытия *Lecanora conizaeoides* (устойчивого к SO₂) и *Evernia prunastri* (чувствительного к SO₂), растущих на *Fraxinus excelsior* вдоль трансекта от г. Ньюкасл-эпон-Тайн

Лишайники	Покрытие на различном расстоянии от центра г. Ньюкасл-эпон-Тайн, км					
	8	12	16	20	24	32
<i>Lecanora conizaeoides</i>	10	90	60	20	20	10
<i>Evernia prunastri</i>	0	5	10	25	25	40

ской активности связывание C¹⁴ (Hill, 1971). Менее пораженными оказались лишайники, более устойчивые к загрязнению. М. С. Бадли и другими изучено влияние фумигации с SO₂ на фотосинтез и дыхание (Baddeley и др., 1972, 1973; Showman, 1972). Ряд авторов (Nash, 1973; Puckett и др., 1973; Richardson, Puckett, 1973; Sundström, Hällgren, 1973) обнаружил превращение хлорофилла в феофитин под воздействием SO₂ и деструкцию хлорофилла в результате других необратимых окислительных процессов. Последние работы в этой области обсуждают воздействие на проницаемость клеточных стенок (Puckett и др., 1977; Tomassini и др., 1977).

В нескольких работах хорошо показана связь между среднегодовой концентрацией SO₂ и распространением лишайников и мхов или признаками, характеризующими состояние определенного вида. О. Л. Джилберт (Gilbert, 1969) установил критические (лимитирующие) концентрации для индикаторных видов лишайников *Parmelia saxatilis* и *P. fuliginosa* — 0,020 ppm. Для мхов *Grimmia pulvinata* и *Hypnum cupressiforme* эта концентрация 0,016 ppm. В этой же работе (Gilbert, 1969) приводятся данные, косвенно указывающие на связь между содержанием в воздухе двуокиси серы и процентным покрытием определенных видов лишайников (табл. 2).

Зависимости распространения от концентраций SO₂, установленные для некоторых видов лишайников в Копенгагене, приведены в табл. 3 (Johnsen, Søchting, 1973).

Накопление серы в лишайниках и мхах. Природное фоновое содержание серы в атмосферном воздухе составляет примерно 0,28—2,8 мкг/м³, а вблизи источников загрязнения достигает 200 мкг/м³ и более. Многими исследованиями установлено, что лишайники накапливают значительные количества серы из атмосферного воздуха и осадков. Рассмотрено содержание серы в лишайниках в виде сульфат-иона как показатель загрязнения воздуха (Olkkonen, Takala, 1975).

Содержание серы в слоевищах лишайников приведено во многих работах. Установлена наивысшая концентрация (Seaward, 1973) — 12661 ppm в лишайниках, собранных на расстоянии 5,3 км от г. Лидса в Англии. Изучая (Sheridan и др., 1976) лишайники вблизи бумажного комбината в штате Монтана, ряд авторов обнаружил концентрации от 700 до 2350 ppm. При анализе содержания серы в *Physconia detersa* обнаружена 556 ppm на расстоянии 14 км и 2050 ppm на расстоянии 2 км от бумажного комбината (Hoffman, 1974). Ф. Д. Томассини с соавторами (Tomassini и др., 1976) приводят концентрации в лишайниках 400—2500 ppm в загрязненных местах по профилю и 160—950 ppm в чистых местах. Некоторые авторы (Case, Krouse, 1980) дают значения от 85 до 2540 ppm, причем концентрация серы в лишайниках уменьшается с увеличением расстояния от источника серного загрязнения. Наиболее четко выражается зависимость накопления серы в лишайнике *Parmelia saxatilis* от расстояния по трансекту от г. Ньюкасл-эпон-Тайн

Индикаторные виды лишайников и зависимости их распространения от среднегодовых концентрации SO_2 в Копенгагене

Индикаторный вид	Соответствующая средняя годовая концентрация SO_2 , $\mu\text{г}/\text{м}^3$
<i>Buellia punctata</i>	90—110
<i>Lecanora subfusca</i>	70—80
<i>Physcia pulverulenta</i>	40

Накопление серы из атмосферы слоевищем лишайника *Parmelia saxatilis* вдоль трансекта от г. Ньюкасл-эпон-Тайн (Gilbert, 1965)

Расстояние от центра, км	Сера в слоевище (ppm)	Сера в воздухе (ppm)
6,4	2870	0,02
13,6	695	0,014
33,6	225	—

Таблица 5

Зависимость между содержанием серы (ppm сухого веса) и уровнем SO_2 в воздухе

Виды	Среднее зимнее содержание SO_2 , $\mu\text{г}/\text{м}^3$				
	<30	35	40—50	55	60—70
<i>Evernia prunastri</i>	382	584	794	1129	—
<i>Hypogymnia physodes</i>	537	—	545	—	1509
<i>Usnea subfloridana</i>	254	676	1101	—	—

(табл. 4), представленная О. Л. Джильбертом (Gilbert, 1965), а также зависимость накопления в различных индикаторных видах от содержания двуокиси серы в воздухе (табл. 5) (Hawksworth, Rose, 1976).

Очень мало имеется данных о скорости накопления серы в лишайниках. Известно, что различные виды накапливают серу по-разному (Sundström, Hällgren, 1973; Türk и др., 1974) в зависимости от физиологических особенностей. Я.-М. Пуннинг и К. Пуннинг (1978) проводили оценку содержания серы в лишайниках *Rhizocarpon geographicum*, *Haematotoma ventosum*, *Parmelia centrifuga* и *Umbilicaria proboscidea* на разновозрастных моренах ледника Берга на Полярном Урале. При допущении, что в атмосферном воздухе отдаленных от промышленных центров полярных и горных стран содержание серы постоянное, выяснилось, что в исследуемом интервале времени (740 лет) аккумуляция серы у *Rhizocarpon geographicum* и *Parmelia centrifuga* является также постоянной величиной, функцией времени или возраста лишайника. Такой метод оценки возраста лишайников и субстратов, на которых они растут, получил название сульфурометрии (Пуннинг, Раукас, 1983).

По программе изучения биогеохимической роли споровых растений в Таллинском ботаническом саду АН ЭССР было исследовано накопление серы двумя видами мхов: *Ceratodon purpureus* и *Hypnum cupressiforme*. Сера определялась кулонометрической системой KDS-41 (Гренштейн, 1982; Grenstein, 1983). Выбранные виды отличаются по чувствительности к загрязнению. *H. cupressiforme* является чувствительным видом (Daly, 1970; Roman, Volkmar, 1978), *C. purpureus*, имеющий космополитический характер распространения, обнаруживает тяготение к загрязненной среде (Daly, 1970; Gilbert, 1969, 1971).

Максимальное содержание серы в *C. purpureus* было отмечено в городских условиях (в Таллине и в Кохтла-Ярве) и составляло

Виды мхов и лишайников, используемые обычно для мониторинга тяжелых металлов в воздухе

Мхи	Лишайники
<i>Dicranum polysetum</i>	<i>Cladonia rangiferina</i>
<i>Dicranum scoparium</i>	<i>Hypogymnia physodes</i>
<i>Hylocomium splendens</i>	<i>Lecanora conizaeoides</i>
<i>Hypnum cupressiforme</i>	<i>Pseudevernia furfuracea</i>
<i>Pohlia nutans</i>	<i>Usnea filipendula</i>
<i>Sphagnum</i> spp.	
<i>Pleurozium schreberi</i>	

у экземпляров, растущих на почве и камнях, 1,224—3,678, у эпифитов 1,698—2,026 мг/г сухого вещества. При этом наблюдается более высокое максимальное содержание серы в одних и тех же местах у эпифитов, например, в Таллине 1,224 — на почве и камнях и 2,026 — в эпифитах при фоновом содержании 0,139—0,151 мг/г сухого вещества.

Максимальное содержание серы в *H. cupressiforme* составляет 0,848—0,982 при фоновом содержании 0,111 мг/г сухого вещества.

Наблюдается весьма интересная закономерность, а именно: фоновое содержание серы у обоих исследованных видов колеблется в пределах 0,1—0,15 мг/г. При возрастании загрязнения возникают различия в накоплении серы между видами, которые тем больше, чем выше уровень загрязнения. Содержание серы в *H. cupressiforme* стабилизируется раньше, чем в *C. purpureus*, и этот вид выпадает, не выдерживая концентрацию SO_2 выше 0,016 ppm (Gilbert, 1969).

На основании полученных данных можно сделать вывод, что накопление серы изученными видами зависит от ее содержания в атмосферном воздухе и уменьшается с удалением от источников загрязнения, а также зависит от доступности местообитания загрязненному воздуху. Весьма важно то, что уровень накопления серы выше у более устойчивых видов.

Вышеприведенные данные позволяют утверждать, что лишайники и мхи, накапливающие значительные количества (по сравнению с фоном) серы и обнаруживающие видовую индивидуальность в этом, осуществляют эффективно биогеохимическую функцию накопления и могут рассматриваться как индикаторы изменения биогеохимической ситуации в условиях серного загрязнения.

Тяжелые металлы. В последние годы уделено много внимания лишайникам и мхам как мониторам радионуклидов и тяжелых металлов в окружающей среде (James, 1973; Seaward, 1973; Huckabee, 1973; Rühling, Tyler, 1968, 1969, 1970, 1973; Ellison и др., 1976; Folkson, 1979; Goodman, Roberts, 1971; Grodzinska, 1978; Hawksworth, Rose, 1976; Manning, Feder, 1980; Lawrey, Hale, 1979; Martin, 1981; Seaward и др., 1981; Bioaccumulation..., 1982; Нифонтова, Куликов, 1977; Нифонтова и др., 1978; Берзиня, Бериня, 1978; Скрипниченко и др., 1978; Золотарева и др., 1981; Парибок и др., 1982; Мартин, 1982 и др.).

Список видов мхов и лишайников, использованных при изучении накопления тяжелых металлов, достаточно большой, но наиболее часто все же анализируются виды, приведенные в табл. 6 (Manning, Feder, 1980).

Основным источником катионов для лишайников и мхов является атмосферный воздух и осадки, поскольку эти организмы не имеют развитой корневой и проводящей систем, а также специальных органов, регулирующих газообмен.

Некоторые данные говорят об относительной автономности лишайников по отношению к минеральному составу субстратов (Jenkins, Davis, 1966; Micovič, Stefanovič, 1961; Kuziel, 1973). В то же время показано, что в вопросе о минеральном составе лишайников и субстратов существует общее согласие (Lounamaa, 1956; Lange, Ziegler, 1963; Lambi-поп и др., 1964; Brown, 1973; LeRoy, Koksoy, 1962), более того, некоторые виды лишайников приурочены к определенным субстратам (Мартин, 1968; Brodo, 1973).

Поглощение катионов слоевищем лишайников делится на активное и пассивное и выражается в последующей локализации ионов. Пассивно поглощенные ионы остаются вне клетки, в то время как активно поглощенные проникают в цитоплазму.

Большое значение для геохимической индикации имеют данные, показывающие избирательное поглощение ионов слоевищем лишайников. Ряд исследователей считает, что доминирует именно пассивное поглощение (Tuominen, 1967; Handy, Overstreet, 1968; Puckett и др., 1973). Однако Д. Х. Браун (Brown, 1976) придерживается мнения, что избирательное поглощение катионов может быть как активным, так и пассивным процессом. Он же обсуждает различия этих путей на примере поглощения свинца, меди, цинка, никеля и кобальта слоевищем *Cladonia rangiformis*.

Для биогеохимической индикации весьма важно установить взаимосвязь между концентрациями катионов в среде и в лишайниках. Д. Х. Браун (Brown, 1976) пришел к выводу, что стократное увеличение исходной концентрации увеличивает поглощение всего лишь в два раза. Некоторые же авторы (Puckett и др., 1973) хоть и показали, что катионная избирательность зависит от концентрации, но разделяют мнение других исследователей (Tuominen, 1967; Brown, Slingsby, 1972), что нет линейной зависимости между начальными и реально поглощенными концентрациями. Если эта закономерность наблюдается и в природных условиях, то оценка содержания тяжелых металлов в среде на основе их содержания в лишайниках явно занижена. Следует отметить, что пока не накопится достаточно данных о химическом составе клеточных стенок водорослей и грибов, входящих в состав слоевища лишайников, сведения о процессе связывания и роли отдельных веществ в процессе поглощения катионов останутся на уровне предположений.

Лишайники и мхи как индикаторы выпадения тяжелых металлов в последние годы широко применяются главным образом в качестве среды, в которой исследователи различными методами определяют содержание интересующего их металла (Burkitt и др., 1972; Nieboer и др., 1972; Seaward, 1973, 1975; Laaksovirta и др., 1976; Lawrey, Hale, 1981; Lodenius, Laaksovirta, 1979; Seaward и др., 1981; Brown, 1976; Grodzinska, 1978; Huckabee, 1973; Pilegaard, 1978; Rasmussen, 1977; Rühling, Tyler, 1968, 1969, 1970, 1973).

В большинстве случаев анализировали образцы лишайников и мхов, собранные в природной обстановке. Некоторые работы проведены с трансплантированными образцами (Goodman, Roberts, 1971; Little, Martin, 1974). Было показано, например, что мертвые мхи довольно быстро накапливают значительные количества тяжелых металлов за счет пассивного поглощения катионов клеточными стенками (Little, Martin, 1974).

Л. Фолкесон (Folkesson, 1979) сравнивал накопление тяжелых металлов во мхах пяти видов и лишайниках четырех видов. Он же предложил метод расчета калибровочного фактора, который, несомненно, полезен, поскольку распространение отдельных видов в природной обстановке неравномерное. Л. Фолкесон установил, что мхи накапливают больше тяжелых металлов, чем лишайники (табл. 7). В *Hypnum cupressiforme*

Концентрация тяжелых металлов (средние в $\mu\text{г}/\text{г}$ сухого веса)
во мхах и лишайниках

Виды	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
Мхи						
<i>Dicranum</i>	0,9	32,0	574	2,9	31,8	179
<i>Hylocomium</i>	1,3	39,0	647	4,7	46,1	159
<i>Hypnum</i>	1,4	36,2	1700	7,0	106	208
<i>Pleurozium</i>	0,8	29,1	591	2,8	35,5	106
<i>Pohlia</i>	2,0	41,5	1270	5,0	68,7	237
Лишайники						
<i>Cladonia</i>	0,5	14,5	442	1,5	22,8	102
<i>Hypogymnia</i>	1,1	28,2	832	2,6	22,6	232
<i>Pseudevernia</i>	0,6	35,0	926	2,8	37,3	237
<i>Usnea</i>	0,6	22,4	614	2,6	27,0	182

Таблица 8

Содержание тяжелых металлов в видах *Cladonia*,
собранных на расстоянии 30 миль от Коннер Клиф в Онтарио
(ppm сухого веса)

Виды	Cu	Ni	Zn	Fe	Pb	Mn
<i>C. deformis</i>	86,7	109,0	35,7	1316	49,5	27
<i>C. mitis</i>	182,7	112,0	28,3	1489	36,5	13
<i>C. alpestris</i>	95,0	112,8	27,0	1615	32,7	15
<i>C. rangiferina</i>	55,6	101,1	22,8	1456	30,3	—
<i>C. uncialis</i>	71,0	33,0	40,0	1329	—	13

было найдено большее количество железа и высокие концентрации никеля и свинца. Концентрация металлов в *Cladonia rangiferina* была ниже, чем во всех остальных образцах. Мох *Pohlia nutans* оказался лучшим аккумулятором кадмия. Эти данные еще раз подтверждают избирательность накопления катионов различными видами. В данном случае трудно проводить сравнения, поскольку рассматриваемые виды собраны с разных субстратов — мхи, за исключением *Pohlia nutans*, с почвы, а лишайники со стволов сосны и ели, кроме *Cladonia rangiferina*. Кроме того, неизвестен возраст мхов и лишайников. Показаны также (Nieboer и др., 1972) значительные различия в накоплении тяжелых металлов между видами *Cladonia* (табл. 8).

В пользу возможности применения мхов и лишайников в качестве индикаторов выброса тяжелых металлов говорят данные (табл. 9), иллюстрирующие зависимость содержания катионов от расстояния от источника (Seaward, 1973).

Наиболее хорошо изучено воздействие на лишайники таких тяжелых металлов, как свинец, никель и ртуть. Установлено, что лишайники являются хорошими аккумуляторами свинца, более эффективными, чем, например, хвоя сосны (Laaksovirta и др., 1976). В слоевище лишайника свинец связывается клеточными стенками и, как известно в литературе (Garty и др., 1979), концентрируется главным образом грибными гифами сердцевины. Токсичное воздействие свинца на лишайники минимально. Обнаружено (Puckett, 1976) некоторое уменьшение фиксации C^{14} при долговременном экспонировании. Тот же эффект был установлен и другими авторами (Garty и др., 1977). Высказано мнение (Brown, Slingsby,

Содержание металлов (ppm сухого веса) в *Peltigera rufescens* на трансекте 1 км у Рисби Варрен (Линкольншир) — территория, подверженная воздействию загрязнения от сталеплавильного завода

Металл	Местоположение						Конт-роль*
	1	2	3	4	5	6	
Хром	127	64	61	33	42	25	26
Медь	91	54	34	20	27	20	16
Железо	90 380	77 110	32 020	13 760	26 820	15 170	14 150
Свинец	454	139	125	46	120	59	79
Марганец	5 000	3 239	747	371	838	386	372
Никель	38	24	33	11	52	26	10

* Контролем служили образцы, собранные на этом же месте в 1907 г.

Таблица 10

Концентрации свинца в лишайниках, собранных с одних мест в разные годы

Виды	Год сбора образцов	Pb, $\mu\text{g/g}$
<i>Pseudoparmelia ballimorensis</i>	1907	82,3 \pm 8,2
	1938	127,8 \pm 14,8
	1958	342,9 \pm 12,6
	1978	1893,5 \pm 345,2
<i>Xanthoparmelia conspersa</i>	1907	82,9 \pm 2,2
	1978	1647,5 \pm 42,7

1972), что свинец не имеет прямого воздействия на метаболизм лишайников. При изучении ювенильных особей *Xanthoparmelia conspersa* вблизи автострады установлено (Lawrey, Hale, 1979), что в условиях загрязнения (1600 ppm свинца) они росли медленнее, чем в контрольных условиях.

Полезную информацию об изменении фона свинца дает изучение ранее собранных образцов лишайников (табл. 10, Lawrey, Hale, 1981). Как видно из приведенных в табл. 10 данных, за 70 лет содержание свинца в анализируемых видах лишайников увеличилось более чем в 200 раз.

Ретроспективный обзор изменения концентрации свинца за сто лет в Швеции впервые был опубликован А. Рюлингом и Г. Тюлером (Rühling, Tyler, 1968). Они обнаружили два периода заметного увеличения концентрации свинца: 1) в конце XIX столетия, 2) после Второй мировой войны. Если второй период обусловлен расширяющимся применением свинца в бензине, то причину первого авторы объяснить не могли. Другие исследователи (Rasmussen, 1977; Johnsen, Rasmussen, 1977), определяя содержание тяжелых металлов в эпифитных мхах в Дании, установили, что концентрация свинца увеличивалась приблизительно на один порядок за последние 25 лет. Далее было указано (Рао и др., 1977), что из пяти видов мхов наиболее увеличилось содержание свинца в *Heterophyllum haldanianum* в Монреале (от 20 в 1905 до 110 $\mu\text{g/g}$ в 1971 г.).

В литературе приведены предположительные фоновые значения содержания свинца в лишайниках для Европы 25—75 ppm (Seaward, 1973; Takala, Oikkonen, 1976). В загрязненных условиях среды эта величина может повыситься до 1000 ppm (Brown, Slingsby, 1972; Pilegaard, 1979).

Содержание свинца в *Hypogymnia physodes* на профиле ЮВ-СЗ,
от Пушино до о-ва Вильсанди

Место сбора	Содержание Pb, $\mu\text{г/г}$ сухого вещества
Пушино (Московская область)	12
Довин (Новгородская область)	18
Новоселки (Псковская область)	19
Эзбику (Южная Эстония)	5
Национальный парк Лахемаа (Северная Эстония)	7
О-в Вильсанди (Западная Эстония)	9,9—17,31*

* Химические анализы проведены кафедрой неорганической химии Таллинского политехнического института.

На территории Польши, где расположено много промышленных предприятий, фоновое содержание свинца почти в 10 раз выше, чем в Скандинавии (Grodzinska, 1978). В Юго-Западной Польше (Seaward и др., 1981) определено среднее содержание свинца в семи видах р. *Umbilicaria* 50 ppm, причём среднее содержание свинца в *U. cylindrica* в Польше 33,9, в Ирландии 41,6, а в *U. polyphylla* соответственно 67,6 и 33,4 ppm.

В течение ряда лет по программе биоиндикационных работ в Таллинском ботаническом саду АН ЭССР велись исследования фонового содержания свинца в лишайниках и мхах. Одним из объектов был *Hypogymnia physodes* — эпифитный лишайник, который имеет довольно широкое географическое распространение и в то же время является достаточно устойчивым в условиях кислого загрязнения (зона 4, по шкале Hawksworth, Rose, 1970; класс толерантности 8, по данным Э. М. Нильсон и Л. Н. Мартин, 1982). Кроме того, о содержании различных элементов в *H. physodes* опубликовано около 50 работ, что дает возможность для сравнения (Laaksovirta, Olkkonen, 1977).

При изучении фонового содержания свинца на достаточно большой территории (более чем 1600 км профиль от Пушино в Московской области до о-ва Вильсанди в ЭССР) анализировались образцы *H. physodes*, собранные с сосен в различных типах сосняков, отдаленных от населенных мест. Данные по содержанию свинца показывают довольно равномерное распределение этого элемента в северной части Восточной Европы. Приведенные в табл. 11 данные частично опубликованы ранее (Золотарева и др., 1981).

Данные табл. 11 могут быть дополнены результатами исследований финских авторов (Laaksovirta и др., 1976), которые указывают на минимальное содержание свинца в *H. physodes* (40 $\mu\text{г/г}$), что несколько превышает значения, полученные в наших работах. Трудно объяснить это превышение, возможно, этот образец собран вблизи дороги, как и остальные в указанной работе. В то же время следует отметить работу (Seaward, 1975), где указано содержание свинца в *H. physodes* 15 $\mu\text{г/г}$ для всей Европы, что согласуется и с нашими данными.

Во многих работах по накоплению тяжелых металлов обращено внимание на то, что мхи аккумулируют их больше, чем лишайники (Rühling, Tyler, 1968, 1969, 1970, 1973; Grodzinska, 1978). Авторы этих работ использовали для анализа содержания металлов мох *Hylocomium splendens*. Полученные нами данные показывают также, что этот мох вполне пригоден для мониторинга тяжелых металлов. В табл. 12 приведены данные о накоплении свинца в трех видах мхов и сравнение содержания

Содержание свинца во мхах, собранных в различных районах Эстонской ССР, $\mu\text{г}/\text{г}$ сухого веса

Виды мхов	Северо-Восточная Эстония	О-в Сааремаа	О-в Вильсанди	
			1979*	1981—1982**
<i>Hylocomium splendens</i>	4,30*	8,86*	8,8—18	13,1—24,5
<i>Pleurozium schreberi</i>	4,33	7,74	7,9—9,6	7,0—41,6
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	4,48	5,9	6,5—9,2	14,0—69,9

* Образцы проанализированы в секторе морской химии Института термофизики и электрофизики АН ЭССР (договор № 4—80).

** Образцы проанализированы на кафедре неорганической химии Таллинского политехнического института.

этого элемента в образцах, собранных в северо-восточном сланцевом бассейне ЭССР и на о-вах Сааремаа и Вильсанди.

Данные отчетливо показывают, что в изученных мхах западной части Эстонской ССР содержание свинца больше, чем во мхах северо-восточной промышленной части. Это указывает на возможный атмосферный перенос тяжелых металлов западными ветрами. Такое предположение подтверждается также тем, что и в почвах, собранных в тех же местах обоих районов, содержание свинца также больше, чем в сланцевом бассейне. То же говорят и рассчитанные коэффициенты биологического поглощения свинца:

	О-в Сааремаа	Северо-Восточная Эстония
<i>H. splendens</i>	0,56	0,029
<i>P. schreberi</i>	0,49	0,02
<i>R. triquetrus</i>	0,37	0,20

Если сравнить полученные нами данные о содержании свинца в *H. splendens* и *P. schreberi* с опубликованными для юго-восточной части Швеции (Folkesson, 1979) (соответственно 46,1 и 35,5 $\mu\text{г}/\text{г}$), то выявляется примерно пятикратная разница.

Ртуть — один из наиболее токсичных тяжелых металлов и ее концентрация увеличивается пропорционально развитию индустриализации (Rasmussen, 1977). Мхи поглощают ртуть главным образом из субстрата (Huckabee, 1973; Lodenius, 1981), в то же время лишайники, особенно эпифиты, являются хорошими индикаторами ртути, переносимой атмосферным воздухом (Steinnes, Krog, 1976; Lodenius, Laaksovirta, 1979). М. Лодениус (Lodenius, 1981), изучая содержание ртути в *Hypogymnia physodes* по всей Финляндии, установил для этого лишайника фоновое содержание $0,233 \pm 0,076$ ppm. В то же время им показано уменьшение концентрации ртути в зависимости от удаления от источника загрязнения. Даже на расстоянии 54 км было обнаружено содержание ртути, превышающее среднее значение плюс стандартные отклонения. Для Норвегии было найдено (Steinnes, Krog, 1976) фоновое значение для *H. physodes* 0,29—0,40 ppm и максимальное содержание ртути в условиях значительного загрязнения 1,3—1,4 ppm. В Юго-Восточной Финляндии М. Лодениус и К. Лааксовирта (Lodenius, Laaksovirta, 1979) получили в *H. physodes* концентрации ртути 0,13—0,87 ppm, причем максимальные концентрации найдены в образцах, собранных около завода, где сброс ртути составлял примерно 200 кг в год.

Фоновое содержание ртути в эпифитном лишайнике *Hypogymnia physodes* на меридиональном профиле через Восточную Европу (по Скрипниченко и др., 1978; Золотарева и др., 1981; Laaksovirta, Lodenius, 1979; Lodenius, 1981; Martin, 1981)

Место	Содержание Hg, ppm сухого веса
Пушино (Московская область)	0,20
Приокско-Терраский заповедник (Московская область)	0,21
Национальный парк Лахемаа (Северная Эстония)	0,15
Вильсандийский заповедник (Западная Эстония)	0,25—0,33*
Южная Финляндия	0,261 ± 0,066
Юго-Восточная Финляндия	0,13
Средняя Финляндия	0,192 ± 0,059
Северная Финляндия	0,193 ± 0,057
Норвегия	0,29—0,40

* Образцы проанализированы на кафедре неорганической химии Таллинского политехнического института.

Данные, характеризующие фоновые значения ртути (табл. 13) для достаточно большой территории, во многом сходны. Региональные различия могут быть объяснены направлениями господствующих ветров, как это показано в работах финских исследователей (Lodenius, Laaksovirta, 1979; Lodenius, 1981).

Анализ обширной литературы и фактических данных по биогеохимической индикации изменений окружающей среды споровыми растениями позволяет сделать некоторые выводы.

1. Споровые растения (мхи и лишайники), обладая специфическими механизмами минерального питания, водного и газового обмена, способны накапливать из окружающей среды различные загрязнители в зависимости от их содержания в ней.
2. Различные загрязнители (двуокись серы, фториды, тяжелые металлы и др.) накапливаются мхами и лишайниками из окружающей среды непосредственно и селективно, это позволяет выбрать для каждого конкретного загрязнителя наиболее эффективные индикаторные виды.
3. Мхи и лишайники позволяют оценить количество и характер распространения загрязнителей во времени и пространстве. Накопленные ими загрязнители могут быть проанализированы химическими и физическими методами.
4. Споровые растения по-разному реагируют на различное загрязнение и могут быть индикаторами общего характера загрязнения (кислое или щелочное) и эвтрофикации окружающей среды. Они являются хорошими объектами экологического и биогеохимического картирования.
5. Споровые растения одновременно чувствительны к различным загрязнителям, что затрудняет индикацию при сложном загрязнении.
6. Селективность накопления и различная токситолерантность мхов и лишайников требуют применения большого количества их видов при индикационных работах, в то же время полевая идентификация большинства видов, особенно угнетенных, практически невозможна.
7. Пока неизвестны многие стороны физиологии лишайников и мхов, связанные с воздействием загрязнителей и выживанием (токситолерантностью), что затрудняет интерпретацию индикационных данных.
8. Различия в отборе образцов и в методиках химического анализа затрудняет сравнение данных, полученных разными исследователями.

- Берзиня А. Я., Бериня Д. Ж.* Использование химического состава мхов и лишайников для индикации низких уровней загрязнения. — В кн.: Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллин, 1978, 65—68.
- Золотарева Б. Н., Скрипниченко И. И., Мартин Ю. Л.* Лишайники — индикаторы загрязнения среды тяжелыми металлами. — Природа, 1981, 1, 86—88.
- Гренштейн С.* Мхи *Ceratodon purpureus* и *Hypnum cupressiforme* как аккумуляторы серы. — В кн.: Биогеохимические аспекты криптоиндикации. Таллин, 1982, 31—32.
- Ковда В. А.* Биогеохимические циклы в природе и их нарушение человеком. — В кн.: Биогеохимические циклы в биосфере. М., 1976, 19—85.
- Мартин Ю. Л.* О закономерностях высотного распространения лишайников в высокогорьях. — В кн.: Уч. зап. ТГУ. Тр. по бот., 1968, 211, 115—129.
- Мартин Ю. Л.* Лихеноиндикация состояния окружающей среды. — В кн.: Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллин, 1982, ч. 1, 27—47.
- Нильсон Э. М., Мартин Л. Н.* Эпифитные лишайники в условиях кислого и щелочного загрязнения. — В кн.: Взаимодействие лесных экосистем и атмосферных загрязнителей. Таллин, 1982, ч. II, 88—100.
- Нифонтова М. Г., Куликов Н. В.* О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях. — Экология, 1977, 3, 93—96.
- Нифонтова М. Г., Куликов Н. В., Лебедева А. В., Обухова Л. М.* Накопление лишайниками некоторых радионуклидов и стабильных химических элементов в природных условиях. — В кн.: Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллин, 1978, 69—71.
- Парибок Т. А., Сазыкина Н. А., Золотарева Б. Н., Топорский В. Н.* Мхи как индикаторы загрязнения среды металлами в сравнении с другими растениями. — В кн.: Биогеохимические аспекты криптоиндикации. Таллин, 1982, 27—28.
- Пуннинг Я.-М., Пуннинг К.* Концентрация серы в лишайниках как критерий возраста их жизнедеятельности. — В кн.: Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллин, 1978, 75—79.
- Пуннинг Я.-М. К., Раукас А. В.* Методы датирования четвертичных образований в целях палеогеографических реконструкций. — В кн.: Итоги науки и техники, серия «Геоморфология», серия 7. Москва, 1983.
- Скрипниченко И. И., Золотарева Б. Н., Мартин Ю. Л.* Мхи и лишайники как индикаторы содержания ртути в окружающей среде. — В кн.: Лихеноиндикация состояния окружающей среды. Таллин, 1978, 72—74.
- Baddeley, M. S., Ferry, B. W., Finegan, E. J.* The effects of sulphur dioxide on lichen respiration. — *Lichenologist*, 1972, 5, 283—291.
- Baddeley, M. S., Ferry, B. W., Finegan, E. J.* Sulphur dioxide and respiration in lichens. — In: *Air Pollution and Lichens*, 1973, 299—313.
- Barkman, J. J.* Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes. Assen, 1958.
- Bioaccumulation of Mercury.* Helsinki, 1982.
- Prodo, I. M.* Substrate ecology. — In: *The Lichens*, 1973, 401—442.
- Brown, D. H.* The lichen flora of the lead mines of Charterhouse, Mendip Hills. — *Proc. Bristol Nat. Soc.*, 1973, 32, 267—274.
- Brown, D. H.* Mineral uptake by lichens. — In: *Lichenology — Progress and Problems*, 1976, 419—430.
- Brown, D. H., Slingsby, D. R.* The cellular location of lead and potassium in the lichen *Cladonia rangiformis* (L.) Hoffm. — *New Phytol.*, 1972, 71, 297—305.
- Burkitt, A., Lester, P., Nickless, G.* Distribution of heavy metals in the vicinity of an industrial complex. — *Nature*, London, 1972, 238, 327—328.
- Case, J. W., Krouse, H. R.* Variations in sulphur content and stable sulphur isotope composition of vegetation near a SO₂ source at Fox Creek, Alberta, Canada. — *Oecologia*, 1980, 44, 248.
- Daly, G. T.* Bryophyte and lichen indicators of air pollution in Christchurch, New Zealand. — *Proc. N. Z. Ecol. Soc.*, 1970, 17, 70—79.
- Ellison, G., Newham, J., Pinchin, M. J., Thompson, I.* Heavy metal content of mosses in the region of Consett (North East England). — *Environmental Pollution*, 1976, 11, 167—174.
- Eversman, S.* Lichens as predictors and indicators of air pollution from coal-fired plant emissions. — In: *US EPA Report "The bioenvironmental impact of a coal-fired power plant"*, 1976, 91—98.
- Ferry, B. W., Baddeley, M. S.* Sulphur dioxide uptake in lichens. — In: *Lichenology — Progress and Problems*, 1976, 407—418.
- Folkesson, L.* Interspecies calibration of heavy-metal concentration in nine mosses and lichens: applicability to deposition measurements. — *Water, Air and Soil Pollution*, 1979, 11, 253—260.
- Garty, J., Galun, M., Fuchs, C., Zisapel, N.* Heavy metals in the lichen *Caloplaca aurantia* from urban, suburban and rural regions in Israel (a comparative study). — *Water, Air and Soil Pollution*, 1977, 8, 171—188.

- Garty, J., Galun, M., Kessel, M. Localization of heavy metals and other elements accumulated in lichen thallus. — *New Phytol.*, 1979, **82**, 159—168.
- Gilbert, O. L. Lichens as indicators of air pollution in the Tyne Valley. — In: *Ecology and the Industrial Society*, 1965, 35—47.
- Gilbert, O. L. Biological estimation of air pollution. — In: *Plant Pathologist Pocket-book*, 1968, 206—207.
- Gilbert, O. L. The effect of SO₂ on lichens and bryophytes around Newcastle upon Tyne. — In: *Air Pollution, Proc. of the first European congress on the influence of air pollution on plants and animals*, Wageningen, 1968. Wageningen, 1969, 223—235.
- Gilbert, O. L. Studies along the edge of a lichen desert. — *Lichenologist*, 1971, **5**, 11—17.
- Goodman, G. T., Roberts, T. M. Plants and soils as indicators of metal in the air. — *Nature*, London, 1971, **231**, 287—292.
- Grenstein, S. Väävlisalsaldus kahes samblaliigis Põhja- ja Lääne-Eestis. Diplomitöö TRÜ. Tartu, 1983.
- Grodzinska, K. Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish national parks. — *Water, Air and Soil Pollution*, 1978, **9**, 83—97.
- Handly, R., Overstreet, R. Uptake of carrier-free ¹³⁷Cs by *Ramalina reticulata*. — *Plant Physiol.*, Lancaster, 1968, **43**, 1401—1405.
- Hawksworth, D. L., Rose, F. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. — *Nature*, London, 1970, **227**, 145—148.
- Hawksworth, D. L., Rose, F. *Lichens as Pollution Monitors*. London, 1976.
- Hill, D. J. Experimental study of the effect of sulphite on lichens with reference to atmospheric pollution. — *New Phytol.*, 1971, **70**, 831—836.
- Hoffman, G. R. Bark samplers for use in air pollution-epiphytic cryptogam studies. — *The Bryologist*, 1974, **74**, 490—493.
- Huckabee, J. W. Mosses: sensitive indicators of airborne mercury pollution. — *Atmospheric Environment*, 1973, **7**, 749—754.
- James, P. W. The effect of air pollutants other than hydrogen fluoride and sulphur dioxide on lichens. — In: *Air Pollution and Lichens*, 1973, 143—175.
- Jenkins, D. A., Davis, R. I. Trace element content of organic accumulation. — *Nature*, London, 1966, **210**, 1296—1297.
- Johnsen, J., Rasmussen, L. Retrospective study (1944—1976) of heavy metals in the epiphyte *Pterogonium gracile* collected from one phorophyte. — *The Bryologist*, 1977, **80**, 625—629.
- Johnsen, J., Söchting, U. Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. — *Oikos*, 1973, **24**, 344—351.
- Kuziel, S. The ratio K to Ca in thalli of several species of lichens occurring on various trees. — *Acta Soc. Bot. Pol.*, 1973, **42**, 63—71.
- Laaksovirta, K., Olkkonen, H. Epiphytic lichen vegetation and contents of *Hypogymnia physodes* and pine needles examined as indicators of air pollution at Kokkola, W Finland. — *Ann. Soc. Bot. Fenn.*, 1977, **14**, 112—130.
- Laaksovirta, K., Olkkonen, H., Alakuijala, P. Observation on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in southern Finland. — *Environmental Pollution*, 1976, **11**, 247—255.
- Lambinon, T., Maquinay, A., Ramant, J. L. La teneur en zinc de quelques lichenes des terrains calaminaires Belges. — *Bull. Jard. bot. Etat Brux.*, 1964, **34**, 273—282.
- Lange, O. L., Ziegler, H. Der Schwermetallgehalt von Flechten aus dem *Acarosporetum sinopicae* auf Erzschlackenhalde des Harzes. I. Eisen und Kupfer. — *Mitt. flor. soz. Arb. Gemein*, 1963, **10**, 156—183.
- Lawrey, J. D., Hale, M. E. Jr. Lichen growth responses to stress induced by automobile exhaust pollution. — *Science*, 1979, **204**, 423—424.
- Lawrey, J. D., Hale, M. E. Jr. Retrospective study of lichen lead accumulation in the Northeastern United States. — *The Bryologist*, 1981, **84**, 4, 449—456.
- LeBlanc, F., Rao, D. N. Effects of sulphur dioxide on lichen and moss transplants. — *Ecology*, 1972, **54**, 612—617.
- LeBlanc, F., Rao, D. N., Comeau, G. The epiphytic vegetation of *Populus balsamifera* and its significance as air pollution indicator in Sudbury, Ontario. — *Can. Jour. Bot.*, 1972, **50**, 519—528.
- LeRoy, L. W., Koksoy, M. The lichen — a possible plant medium for mineral exploration. — *Econ. Geol.*, 1962, **57**, 107—111.
- Little, P., Martin, M. H. Biological monitoring of heavy metal pollution. — *Environmental Pollution*, 1974, **6**, 1—19.
- Lodenius, M. Regional distribution of mercury in *Hypogymnia physodes* in Finland. — *Ambio*, 1981, **4**, 183—184.
- Lodenius, M., Laaksovirta, K. Mercury content of *Hypogymnia physodes* and pine needles affected by a chlor-alkali works at Kuusankoski, SE Finland. — *Ann. Bot. Fenn.*, 1979, **16**, 7—10.

- Lounamaa, K. J. Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland. A semi-quantitative spectrographic survey. — Ann. Soc. Zool.-Bot. Fenn. "Vanamo", 1956, 29, 1—196.
- Lulman, P. D., Fessenden, R. J., McKinnon, S. A. Lichens as air pollution monitors. — In: Symposium on Effects of Air Pollutants on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems, USDA Forest Service, 1977, 241.
- Manning, W. J., Feder, W. A. Biomonitoring Air Pollutants with Plants. London, 1980.
- Martin, J. Lichen indication studies in the Estonian S.S.R. — In: Anthropogenous Changes in the Plant Cover of Estonia, 1981, 108—125.
- Micovič, V. M., Stefanovič, V. D. Studies on chemical composition of Yugoslav lichens and of the ash of oak bark. — Bull. Acad. Serbe Sci. Cl. Sci. math.-nat., 1961, 26, 113—117.
- Nash, T. H. Sensitivity of lichens to sulphur dioxide. — The Bryologist, 1973, 76, 333—339.
- Nieboer, E., Ahmed, H. M., Puckett, K. J., Richardson, D. H. Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury, Ontario. — Lichenologist, 1972, 5, 292—304.
- Olkkonen, H., Takala, K. Total sulphur content of an epiphytic lichen as an index of air pollution and the usefulness of the X-ray fluorescence method in sulphur determinations. — Ann. Bot. Fenn., 1975, 12, 131—134.
- Pilegaard, K. Airborne metals and SO₂ monitored by epiphytic lichens in an industrial area. — Environmental Pollution, 1978, 17, 81—92.
- Pilegaard, K. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia cerrata* in the vicinity of Danish steelworks. — Water, Air and Soil Pollution, 1979, 11, 77—91.
- Puckett, K. J. The effect of heavy metals on some aspects of lichen physiology. — Can. Jour. Bot., 1976, 54, 2695—2703.
- Puckett, K. J., Nieboer, E., Gorzinsky, M. J., Richardson, D. H. The uptake of metal ions by lichens: a modified ion-exchange process. — New Phytol., 1973, 72, 329—342.
- Puckett, K. J., Tomassini, F. D., Nieboer, E., Richardson, D. H. Potassium efflux by lichen thalli following exposure to sulphur dioxide. — New Phytol., 1977, 79, 135—145.
- Rao, D. N., Robitaille, G., LeBlanc, F. Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. — J. of Hattori Bot. Lab., 1977, 42, 213—239.
- Rasmussen, L. Epiphytic bryophytes as indicators of the changes in the background levels of airborne metals from 1951—75. — Environmental Pollution, 1977, 14, 37—45.
- Richardson, D. H., Puckett, K. J. Sulphur dioxide and photosynthesis in lichens. — In: Air Pollution and Lichens, 1973, 283—298.
- Roman, T., Volkmar, W. Über die SO₂-Empfindlichkeit einiger Moose. — The Bryologist, 1978, 2, 187—193.
- Rühling, A., Tyler, G. An ecological approach to the lead problem. — Bot. Notiser, 1968, 121, 321—324.
- Rühling, A., Tyler, G. Ecology of heavy metals — a regional and historical study. — Bot. Notiser, 1969, 122, 248—259.
- Rühling, A., Tyler, G. Sorption and retention of heavy metals in woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. — Oikos, 1970, 21, 92—97.
- Rühling, A., Tyler, G. Heavy metal deposition in Scandinavia. — Water, Air and Soil Pollution, 1973, 2, 445—455.
- Seaward, M. R. D. Lichen ecology of the Scunthorpe heathlands. I. Mineral accumulation. — Lichenologist, 1973, 5, 423—433.
- Seaward, M. R. D. Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens. — Lichenologist, 1975, 6, 158—164.
- Seaward, M. R. D., Bylinska, E. A., Goyal, R. Heavy metal content of Umbilicaria species from the Sudety region of SW Poland. — Oikos, 1981, 36, 107—113.
- Sheridan, R. P., Sanderson, C., Kerr, R. Effects of pulp mill emissions on lichens in the Missoula Valley, Montana. — The Bryologist, 1976, 79, 248—252.
- Showman, R. E. Residual effects of sulphur dioxide on the net photosynthetic and respiratory rates of lichen thalli and cultured lichen symbionts. — The Bryologist, 1972, 75, 335—341.
- Steinnes, F., Krog, H. Mercury, arsenic and selenium fall-out from an industrial complex studied by means of lichen transplants. — Oikos, 1976, 28, 160—164.
- Sundström, K. R., Hällgren, J. E. Using lichens as physiological indicators of sulphurous pollutants. — Ambio, 1973, 2, 13—21.
- Takala, K., Olkkonen, H. Lead content of lichen *Pseudevernia furfuracea* in the urban area of Kuopio. — In: Proc. of the Kuopio Meeting on Plant Damages by Air Pollution, 1976, 64—67.
- Tomassini, F. D., Puckett, K. J., Nieboer, E., Richardson, D. H., Grace, B. Determination of copper, iron, nickel and sulphur by X-ray fluorescence in lichens from the

MacKenzie Valley, Northwest Territories and the Sudbury District, Ontario. — Can. Jour. Bot., 1976, 54, 1591—1603.

Tomassini, F. D., Lavoie, P., Puckett, K. J., Nieboer, E., Richardson, D. H. S. The effect of time of exposure to sulphur dioxide on potassium ion loss from and photosynthesis in the lichen *Cladonia rangiferina* (L.) Harm. — New Phytol., 1977, 79, 147—155.

Tuominen, Y. Studies on the strontium uptake of the *Cladonia alpestris* thallus. — Ann. Bot. Fenn., 1967, 4, 1—28.

Türk, R., Wirth, W., Lange, O. CO₂-Gaswechsel — Untersuchungen zur SO₂-Resistenz von Flechten. — Oecologia, 1974, 15, 33—64.

Will-Wolf, S. Structure of corticolous lichen communities before and after exposure to emissions from a "clean" coal-fired generating station. — The Bryologist, 1980, 83, 281—295.

Таллинский ботанический сад
Академии наук Эстонской ССР

Поступила в редакцию
20/VI 1984

Jüri MARTIN

KESKKONNA SAASTATUSE BIOGEOKEEMILINE INDITSEERIMINE ALAMATE TAIMEDE ABIL

Viimastel aastatel on paljudes maades avaldatud ülevaateid samblike ja sammalde kasutamise kohta keskkonna saastatuse indikaatoritena. Samblike üks füsioloogiline omadus on, et need sümbiootilised organismid absorbeerivad õhus olevaid ja vees lahustunud saastaineid kogu talluse pinnaga. Paljud saastained (näiteks raskmetallid) peetakse kinni seenehüüfide rakuseinte poolt organismile otsest kahju tegemata. Seetõttu akumulereerub samblike ja sammalde talluses saastaineid hoopis suuremas koguses kui kõrgemates taimedes. Saastained, mis vees lahustudes annavad happeid, kahjustavad samblike vetikarakkude ja sammalde klorofüllid.

Et sambliku- ja samblaliigid on erineva tundlikkusega erinevate saastainete suhtes ning akumulereerivad neid vastavuses saastainete sisaldusega õhus, siis on mõlemad taimerühmi võimalik kasutada keskkonna saastatuse hindamisel. Käesolevas artiklis on antud ülevaade nimetatud valdkonna põhiprobleemidest ning analüüsitud alamate taimede kasutusvõimalusi inimtegevusest tingitud biogeokeemiliste situatsioonide hindamisel.

Jüri MARTIN

BIOGEOCHEMICAL INDICATION OF ENVIRONMENTAL POLLUTION WITH THE AID OF CRYPTOGAMIC PLANTS

Summaries on the theory and application of lichens and bryophytes in pollution studies have been published by many authors in recent years. One of the physiological traits often pointed out in connection with lichens is that they absorb very efficiently some elements, both beneficial and toxic ones, from all over the thallus surface, via air and precipitation. Many of the pollutants are bound to the hyphal cell walls harmlessly. This mechanism allows lichens to accumulate pollutants in much higher amounts than higher plants, and thus they can serve as fallout monitors on large territories around the pollution sources. Pollutants which dissolve in water to form acids can result in chlorophyll transformation and damage the algal symbiont in lichens and chloroplasts in bryophytes.

Since cryptogams differ in their sensitivity to different air pollutants and survive having different accumulation rates, it is possible to find out indicator species for each of them. In this paper a review of the mentioned problems is presented, and possibilities of using cryptogams in bioassaying biogeochemical changes of the environment are discussed.