

Latvijas Universitātes
Habilitācijas un promocijas padome ģeogrāfijas zinātnēs

Oļģerts Nikodemus

**VIDES PIESĀRŅOJUMA
ĢEOĶĪMISKĀ INDIKĀCIJA LATVIJĀ**

zinātnisko publikāciju kopijas
reprints of scientific publications
копии научных публикации

Rīga 1996

SATURS

TABLE OF CONTENTS

СОДЕРЖАНИЕ

1. Никодемус О., Раман К.К., 1984. К методике определения накопления загрязняющих элементов в лесных насаждениях // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости.- Каунас-Гириония, с. 30-31.
2. Лиела И., Никодемус О., Раман К.К., Скудра А., 1986. Временной ход реакции сосняков в условиях изменчивого загрязнения воздуха // Темпоральный аспекты моделирования и прогнозирования в экологии.- Рига, ЛГУ, с. 114-127.
3. Лиела И., Никодемус О., Раман К.К., Скудра А., 1986. Оценка реакции древостоя на изменяющиеся условия загрязнения воздуха // Мониторинг лесных экосистем.- Каунас, Акад., с. 229-230.
4. Лиела И., Никодемус О., Раман К.К., 1987. Тяжелые металлы как индикатор влияния загрязнения на жизнедеятельности лесных биоценозов // Биомониторинг лесных экосистем.- Каунас, Академия, с. 199-204.
5. Никодемус О., Раман К.К., Шарковский П., 1988. Растения - кумулятивные индикаторы загрязнения городской среды // Биогеохимическая индикация окружающей среды.- Л., Наука, 1988, с. 44-46.
6. Калнина А., Никодемус О., 1988. Геоэкологическая оценка ландшафтов города // Теоретические и прикладные проблемы ландшафтоведения.- Л., АН СССР, с. 146-147.
7. Мауриньш А., Никодемус О., Раман К.К., 1989. Зеленые насаждения как индикатор качества городской среды // Проблемы качества городской среды.- М., Наука, с. 102-108.
8. Шарковский П., Никодемус О., 1989. Содержание металлов в продуктах эмиссии на при дорожной полосе автодорог Латвии // Воздействие выбросов автотранспорта на природную среду.- Рига, Зинатне, с. 5-21.
9. Никодемус О., Раман К., Шарковский П., 1989. Эффект воздействия загрязнения на древонасаждения // Рациональное природопользование и уход за ландшафтов в районах горных разработок.- Тарту, с. 83-92.
10. Nikodemus O., Ramans K., 1990. Rīgas ekoģeoķīmiskās indikācijas rezultāti // Latvijas ekoloģija. 12. Informatīvais biļetens. 2. laidiens.- Rīga, 36-50 lpp.
11. Liepiņa L., Nikodemus O., 1990. Brioindikācijas rezultāti Rīgā // Latvijas ekoloģija. Informatīvais biļetens. 2. laidiens.- Rīga, 50-60 lpp.
12. Nikodemus O., 1991. Ķīmisko elementu koncentrācija Sphagnum magellanicum Brid.sūnā Latvijā // Latvijas Ārsts.- Rīga, Nr.6.
13. Liepa I., Nikodemus O., Dambe D., 1991. Vides ietekmes integrācijas problēmas // VZLKI Referātu tēzes, referentu adreses un īsbiogrāfijas / Ekoloģija un mežzinātne, ģeozinātnes.- Rīga.
14. Filipovičs J., Nikodemus O., 1991. Smago metālu un radionuklīdu daudzums augsto purvu ekosistēmās Latvijā // VZLKI Referātu tēzes, referentu adreses un īsbiogrāfijas / Ekoloģija un mežzinātne, ģeozinātnes.- Rīga.
15. Никодемус О., Федеренко Я., Менакер Е., 1991. Геохимические аспекты техногенеза в городах Приморской низменности Латвии // Геохимия техногенеза.- Минск, с. 206-209.

- 16.Никодемус О., Филипович Я., 1991. Стронций-90 и цезий-137 во мхах высотных болот Латвии // Геохимия техногенеза.- Минск, с. 209-211.
- 17.Nikodemus O., Liepiņš I., Kalvišķis K., 1992. Kurzemes dienvidu daļas priežu mežu augšņu ģeoķīmiskais raksturojums // Meža fakultātes zinātniskās konferences tēzes.- Jelgava, LLU, 35-37.lpp.
- 18.Nikodemus O., Šarkovskis P., 1992. Ķīmisko elementu koncentrācija Sphagnum magellanicum Brid.sūnā Latvijā // Meža fakultātes zinātniskās konferences tēzes.- Jelgava, LLU, 38-39.lpp.
- 19.Filipovičs J., Nikodemus O., 1993. Radionuklīdi Latvijas teritorijā // Latvijas Ārsts, Nr. 2, 41-48 lpp.
- 20.Nikodemus O., Brūmelis G., Likais S., Šarkovskis P., 1993. Bioindication of pollutants in the Jūrmala are using scots pine (Pinus sylvestris) bark as a sorbernt // Latvijas Zinātņu Akadēmijas Vēstis, Nr. 9, pp. 54-57.
- 21.Nikodemus O., Brūmelis G., 1993. Mažeīķu rūpniecības objektu ietekme uz ķīmisko elementu koncentrāciju sūnās un mežu augsnēs Latvijā // Latvijas Zinātņu Akadēmijas Vēstis, Nr. 9, 58-63 lpp.
- 22.Brūmelis G., Nikodemus O., 1993. Heavy metal pollution in the pharmaceutical manufacturing centre of Olaine, Latvia // Latvijas Zinātņu Akadēmijas Vēstis, Nr. 10, pp. 57-59.
- 23.Balodis V., Kalvišķis K., Ramans K., Liepa I., Brūmelis G., Magone I., Nikodemus O., 1993. Environmental assessment in Latvia: overview of past research and future perspectives. // Journal of Baltic Studies. XXIV, Nr. 3, pp. 223-231.
- 24.Nikodemus O., Brūmelis G., 1994. Spatial dynamics of atmospheric pollution in Latvia and the Baltic Republics, as measured in mosses, topsoil and precipitation // GeoJournal, vol. 33, Nr. 1, pp. 71-80.
- 25.Nikodemus O., Mūrnieks I., Kalvišķis K., 1994. The data management of the landscape structure and environmental pollution of Riga using GIS // 17th Urban Data Management Symposium Helsinki-Espoo, pp. 322-329.
26. Nikodemus O., 1994. Vides piesārņojuma avoti Dienvidkurzemē, to raksturojums // Ekoloģiskā situācija Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes zonā Latvijā.- Rīga, Vide, 5-9.lpp.
- 27.Brūmelis G., Nikodemus O., 1994. Piesārņojuma biogeoķīmiskās indikācijas rezultāti, par sorbentu izmantojot sūnu // Ekoloģiskā situācija Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes zonā Latvijā.- Rīga, Vide, 64-71.lpp.
- 28.Nikodemus O., 1994. Augsnes indikācijas rezultāti Dienvidkurzemē // Ekoloģiskā situācija Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes zonā Latvijā.- Rīga, Vide, 71-87.lpp.
- 29.Nikodemus O., 1994. Kopsavilkums // Ekoloģiskā situācija Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes zonā Latvijā.- Rīga, Vide, 87-91.lpp.
- 30.Brūmelis G., Mūrnieks I., Nikodemus O., 1994. Results of a biogeoindicative survey using forest moss and soils in the Olaine territory // Forestry Department scientific conference / Materials.- Jelgava, pp. 34-37.
- 31.Nikodemus O., 1994. Description of soils in the Skrunda area // The effect of radio-frequency electromagnetic radiation on organisms.- Skrunda, pp. 46-49.
- 32.Nikodemus O., Brumelis G., 1994. Atmospheric deposition in the Skrunda area // The effect of radio-frequency electromagnetic radiation on organisms.- Skrunda, pp. 50-51.

33. Brumelis G., Nikodemus O., 1995. Biological monitoring in Latvia using moss and soil: Problems in the partitioning of anthropogenic and natural effects // *Bioindicators of Environmental Health*.- Amsterdam, SPB Academic Publishing, pp. 123-132.
34. Nikodemus O., Brūmelis G., 1995. Pirmie pētījumu rezultāti Rucavas un Taurenas integrālā monitoringa stacijās // *Mežzinātne / Mežu nozares augstākās izglītības 75.gadu jubilejai veltītās zinātniski praktiskās konferences materiāli*.- Jelgava, 185-187.lpp.
35. Nikodemus O., Brūmelis G., 1995. Kurzemes vides piesārņojuma bioģeoķīmiskās indikācijas rezultāti // *Latvijas Universitātes 54.zinātniskās konferences Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu sekcijas tēzes un programmas*.- Rīga, LU, 44-45.lpp.
36. Balodis V., Brūmelis G., Kalviškis K., Nikodemus O., Tjarve D., Znotiņa V., 1996. Does the Skrunda Radio Location Station diminish the radial growth of pine trees? // *The Science of the Total Environment*. V.180/1, pp. 57-64.
37. Nikodemus O., Brūmelis G., Liepiņš I., 1996. The relations between clay content (dia <0.01 mm) and metal concentrations in soils of Latvia // *Latvijas Zinātņu Akadēmijas Vēstis* (pieņemts publicēšanā).



**Влияние промышленного
загрязнения на лесные
экосистемы и мероприятия по
повышению их устойчивости**

К МЕТОДИКЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ НАКОПЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЛЕСНЫХ НАСАЖДЕНИЯХ

Викодемус О.Э., Раман К.К.

ЛГУ им. П.Стучки, Рига

Шарковский П.А.

Институт биологии АН Латв.ССР, Саласпилс

По мере увеличения общего уровня загрязнения в глобальном масштабе, еще резче повышается влияние отдельных локальных загрязняющих объектов (промышленных, отопительных, автомагистралей) на лесные насаждения. Как показывают наши исследования, для выявления территории и эффекта воздействия локального загрязнения можно использовать подходы, основанные на определении атомно-абсорбционным методом тяжелых металлов в кумулирующем субстрате.

Одним из таких субстратов является почва. Почва, как один из важнейших компонентов лесных экосистем, находится на пересечении всех транспортных путей миграции химических элементов. По данным исследования загрязнения почв можно получить картину многолетнего распределения выпадений из атмосферы частиц антропогенного происхождения. Используя почву в качестве индикатора загрязнения, необходимо руководствоваться ландшафтно-геохимической обстановкой исследуемой территории. В зависимости от типа и реакции почв, местоположения на рельефе определяется фоновый уровень в каждом почвенном образце отдельно, по отношению к которому подсчитывается коэффициент аномалии техногенного загрязнения.

Для выявления распределения загрязняющих элементов на данный момент в качестве депонента загрязнения анализируются биомасса деревьев (листья, хвоя), снег, а также специально экспонированные в определенном интервале времени ловушки — сфагны (*Sphagnum magellanicum* L.). Однако при этом необходимо учитывать, что каждый из этих кумулирующих субстратов имеет свою специфику накопления тех или иных элементов. Как показывают наши исследования, в течение вегетационного периода содержание металлов в листьях хотя и увеличивается, но для каждого вида величина темпов накопления конкретного элемента различна. Так, например, в листьях рябины тяжелые металлы накапливаются в 1,2–1,8 раза больше, чем в листьях липы, и 1,2–1,4 раза больше, чем в листьях березы. Поэтому при использовании данного метода следует работать

с одним видом деревьев.

Нам также изучалось содержание металлов на поверхности и внутри листа. Для этого с части листьев мы тщательно смывали осевую пыль дистиллированной водой. После смывания в образцах листьев липы осталось 43% Pb, 32% Cr, 18% Fe. Для выяснения в какой мере влияет на содержание тяжелых металлов в листьях деревьев загрязнение почвы, мы провели двухфакторный регрессионный анализ. Оказалось, что на содержание Pb в листьях липы (несмытых) общее загрязнение воздуха влияет на 50%, а почвы — на 16%. Следовательно, данные анализа несмытых листьев отражают в большей мере загрязнение воздуха, чем почвы. Поскольку обильные осадки могут уменьшить содержание загрязняющих элементов на 7–60%, для выявления распределения локального загрязнения оптимальный срок сбора листьев — примерно месяц с начала их распускания.

Схожие результаты получены при использовании в качестве субстрата сфагнов. Обильные осадки уменьшают содержание в них металлов примерно на 20–40%. На способность улавливать загрязняющие вещества воздействуют и некоторые другие метеорологические факторы (относительная влажность, осадки). В зимнее время использовался снеговой покров, который фиксирует воздушные взвеси и аэрозоли.

В заключении следует отметить, что рассмотренные подходы, при соблюдении определенных ограничений во времени и пространстве, дают ценную информацию для выявления локального загрязнения на лесонасаждениях.

ЭПИФИТНЫЕ ЛИШАЙНИКИ КАК ИНДЕКАТОРЫ КИСЛОГО И ЩЕЛОЧНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Нильсон Э.М., Мартин Л.Н.

Таллинский ботанический сад АН ЭССР, Таллин

В природных условиях виды лишайников приурочены к определенному диапазону pH субстрата и содержания в нем питательных веществ. В крупном плане различают две группы видов эпифитных лишайников: виды кислой, бедной коры хвойных и мелколиственных пород и виды субнейтральной, богатой коры широколиственных пород деревьев.

Под влиянием загрязнения меняется химический состав не только воздуха, но и субстрата эпифитных лишайников. Загрязнение известняковой и цементной пылью или золой обогащает кору питатель-

Темпоральные аспекты
моделирования
и прогнозирования
в экологии

Министерство высшего и среднего специального
образования Латвийской ССР
Латвийский ордена Трудового Красного Знамени
государственный университет имени Петра Стучки
Кафедра ботаники и экологии

ТЕМПОРАЛЬНЫЕ АСПЕКТЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ
И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ В ЭКОЛОГИИ

Сборник научных трудов

Латвийский государственный университет им. П. Стучки
Рига 1986

И.Я.Лиена, О.Э.Никодемус, К.К.Раман,
А.Я.Скудра
ЛГУ им. П.Стучки (Рига)

ВРЕМЕННОЙ ХОД РЕАКЦИИ СОСНЯКОВ В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЧИВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА

Влияние загрязненного воздуха на лесные экосистемы обусловлено качественным составом, количеством и продолжительностью воздействия индустриальных выбросов, токсичностью отдельных поллютантов и экологическими условиями, повышающими или снижающими уровень отрицательного эффекта. В зависимости от степени повреждения насаждения лесные экосистемы, прилегающие к источникам эмиссии, подразделяются на три категории. Первую категорию составляют экосистемы без визуальных признаков ухудшения роста древесных растений. В этот период реакция деревьев на воздействие загрязнителей отличается высокой эластичностью, что четко и однозначно отражается в их ежегодном приросте фитомассы. При существенном снижении или прекращении загрязнения эти насаждения немедленно переходят на их естественный ход роста и сохраняются без применения каких-либо специальных мероприятий. Безусловно, убыль фитомассы и соответственно причиненный экономический ущерб лесному хозяйству неизбежны. Однако эти насаждения продолжают выполнять свою экологическую роль, а их судьба беспокоит лишь специалистов. Основная задача мониторинга леса таких экосистем заключается в оценке и прогнозировании их состояния с целью предотвращения дальнейшего снижения продуктивности древостоев.

Вторая категория лесных экосистем характеризуется явными визуальными признаками повреждения: пожелтением хвои, усыханием ветвей, вершук и отдельных деревьев в целом. Появление этих признаков свидетельствует о летальной опасности существованию самих лесных экосистем. Даже прекращение загрязнения воздуха не всегда гарантирует и приостано-

новку деструкционного процесса. Регенерация насаждений крайне ограничена. Более того, пониженная полливантами, их резистентность способствует усиленному размножению вредителей и распространению болезней леса. Сохранение этих насаждений требует осуществления ряда лесохозяйственных и природоохранных мероприятий. В условиях продолжения эмиссии с прежней интенсивностью изреживание древостоев происходит с неуклонным ускорением и быстро приводит к их полной деструкции, вследствие чего вместо лесонасаждения образуется дряхлое редколесье или полная "произведенная пустыня". Эти территории, практически исключенные из биопродукционного процесса, причисляются к третьей категории. При условии снятия антропогенного давления здесь можно предпринимать меры, направленные на их рекультивацию.

Наши исследования проведены в сосняках второй категории. Они находятся в зоне влияния бывшего Рижского суперфосфатного завода (РСЗ) и образовались под воздействием загрязнения изменчивой интенсивности. РСЗ был основан в 1892 году и до 1967 года постепенно увеличивал производственные мощности и, следовательно, интенсивность загрязнения воздуха. Исключение составляет период с 1941 по 1945 году, когда завод был закрыт. В 1967 году РСЗ был переоборудован на производство другой продукции. В качестве основных полливантов РСЗ можно отметить окиси азота и серы, а также аммиак - вещества, отличающиеся особой опасностью для хвойных растений. Количественные данные прямых измерений уровня загрязнения воздуха выбросами завода за отмеченный период отсутствуют. Некоторую косвенную оценку дает характеристика производительности завода, представленная в табл. I [1].

Данные таблицы I показывают, что по производительной мощности период с 1946 г. по настоящее время подразделяется на четыре этапа. Первый этап (1946-1955) характеризуется неуклонным возрастанием производительности минеральных удобрений и эмиссии полливантов. Во время второго этапа

повышение уровня этих показателей продолжается, но с меньшим темпом. В начале третьего этапа были установлены мощные очистные сооружения. Этому этапу свойственна практически постоянная интенсивность выпуска продукции. В 1967г. РСЗ был переоборудован и выброс заводом вредных веществ прекращается.

Таблица I
Относительная оценка интенсивности загрязнения
воздуха РСЗ

Годы	Производительность		Характер эмиссии
	тыс. т/год	к 1940г.	
до 1940	99	1,0	возрастающая
1941-1945	0	0,0	фоновая
1946-1955	286	2,9	возрастающая
1956-1961	324	3,3	высокая
1962-1967	333	3,4	внизходящая
1967 по наст. время	другая продукция		фоновая

Таким образом, лесонасаждения прилегающих к РСЗ территорий развивались под непосредственным и изменчивым воздействием загрязнения воздуха. С методической точки зрения они являются удобным модельным объектом как для изучения специфики реакции деревьев, произрастающих в условиях изменчивого давления поллютантов, так и для проверки методов оценки влияния различных факторов на лесные экосистемы.

Исследованные лесонасаждения произрастают на типично среднеподзолистой почве с песчаной материнской породой. Они представляют собой чистые сосняки IV и V классов возраста. Тип леса - *Pinetum hylacomiosum*. В зависимости от удаленности центра эмиссии, направления господствующих ветров и условий рельефа были заложены пять пробных площадей (рис. I, табл.2).

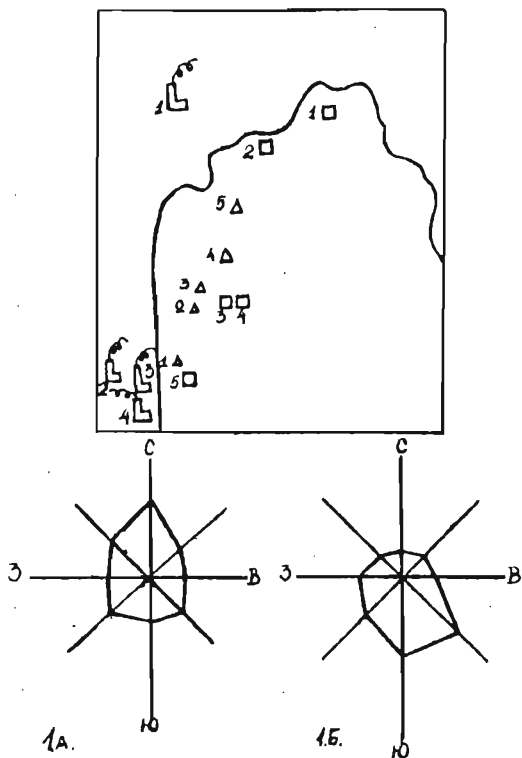


Рис. I. Схема размещения пробных площадей, эталонных площадей и источников эмиссии, а также направления господствующих ветров по периодам (I.A. - IУ-УП; I.B. - I-И, IX-ХП).

- Обозначения: \square_{1-5} - пробные площади; \triangle_{1-5} - эталонные площади для сбора хвои; \llcorner - источники эмиссии.

Таблица 2

Общая характеристика пробных площадей

№ п.п.	Расстояние от РСЗ, км	Направление от РСЗ	Условия рельефа	Площадь, га
1.	1,75	Восточное	сильно артикулирован	0,09
2.	1,25	юго-восточное	- " -	0,15
3.	3,0	южное	междонное понижение	0,24
4.	3,0	южное	вершина дны	0,24
5.	3,75	южное	ровный	0,12

Кроме общепринятых измерений, предусмотренных перечислительной таксацией леса, на каждой пробной площади у всех растущих деревьев с двух противоположных сторон приростным буравом Пресслера были взяты образцы древесины для выявления погодичной динамики ширины годовичных колец. Кроме того, были взяты также образцы хвои для определения содержания тяжелых металлов и образцы почвы. В соответствии с примененной методикой контроль образовался по учетным деревьям, произрастающим в двух заповедных лесонасаждениях, неподвергнутых антропогенному воздействию и имеющих сходные тип леса, полноту, класс бонитета и класс возраста. Таксационная характеристика пробных площадей в момент оценки представлена в табл. 3.

Оценка реакции древостоев проводилась по единой методике [2]. В качестве основных показателей, наиболее адекватно отражающих влияние атмосферного и почвенного загрязнения, определялись редуцированные значения (в переводе на 1 м² суммы площадей сечений) кумулятивного и текущего дополнительного приростов по запасу RAI и RAC соответственно. Под кумулятивным дополнительным приростом по запасу (RAI) понимается та часть прироста, которая обра-

зуется в результате воздействия исследуемого фактора за оцениваемый период. RAC же отражает эффект влияния за данный год. Он вычисляется как разница между значениями RAI смежных лет.

Таблица 3.
Таксационная характеристика древостоев

№ п.п.	Возраст, лет	Средняя высота, м	Средний диаметр, см	Полнота, м ² /га	Текущий прирост по		
					высоте, м	диаметру, мм	запасу, м ³ /га
1.	80-90	20,6	31,3	31,3	0,14	1,5	4,6
2.	60-70	16,0	25,0	8,4	0,30	2,9	2,5
3.	80-90	23,2	33,9	17,9	0,15	1,6	2,7
4.	80-90	15,6	25,0	10,5	0,15	1,5	1,4
5.	80-90	10,9	29,0	18,3	0,09	1,2	1,3

Наряду с RAI и RAC определяется также Z_m - текущий прирост по запасу наличного древостоя. Все разновидности прироста выражаются в м³/га. Результаты получены по программе FLOWER, составленной на языках программирования FORTRAN и BASIC.

В образцах почвы определялись: рН_{H₂O} (потенциометрическим способом), гидrolитическая кислотность и сумма обменных оснований (по Каппену), подвижные калий K₂O и фосфор P₂O₅ (по Эгнеру-Риму), гумус (по Тюрину), общий азот (по Кьельдалю) [3]. Уровень загрязнения тяжелыми металлами хвои сосны оценивался атомно-абсорбционным способом [4].

Количественные характеристики реакции древостоев исследованных пробных площадей представлены на рис. 2, 3, 4 и 5. Их анализ приводит к следующим выводам.

1. Сопоставление графиков рис. 3 с данными табл. I показывает полное совпадение характера уровней изменения интенсивности производительности РСЗ и реакции лесонасаждений. На рис. 3 по реакции деревьев четко прослеживаются

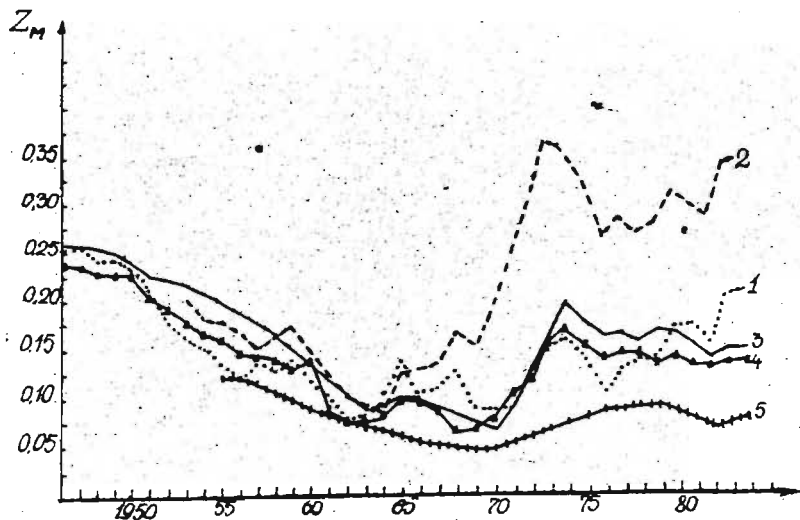


Рис.2. Динамика текущего прироста по запасу ($Z_M, \text{м}^3/\text{м}^2$):
1,2,3,4,5 - номера пробных площадей.

те же самые этапы развития завода, которые выделялись по архивной информации. С одной стороны, это свидетельствует о последовательном реагировании деревьев на изменение загрязнения; с другой - подтверждает адекватность примененной методики отражения этого влияния.

2. Все пробные площади заложены в одной зоне воздействия. Различия в RAC (рис.3) и RAI (рис.4) за период с 1946 по 1967 гг. объясняются фитоценотическими, орографическими и эдафическими условиями, а также местоположением лесонасаждений по отношению к преобладающему направлению ветра.

3. После прекращения выброса загрязнителей РСЗ в 1967 г. гетерогенность реакции древостоев резко повысилась. Для лесонасаждений I-4 свойственна более или менее выраженная регенерация оставшихся деревьев. Это подтверждается также результатами глазомерной оценки. Судя по визуальным признакам, эти древостои пришли к нормальному ходу роста. Напротив, физиологическое состояние древостоя и пятой пробной площади неуклонно ухудшается. Это относится также к периоду после 1967 г. К тому же, этот процесс с каждым годом ускоряется. Уже появившиеся визуальные признаки (пожелтение хвои, изреживание крон, усыхание ветвей и вершин деревьев) свидетельствуют о том, что это лесонасаждение находится на грани полной деградации. Гетерогенность реакции объясняется, в частности, активизацией других источников эмиссии вредных веществ, расположенных в юго-западной части оцениваемой лесной территории (рис.1).

4. С 1980 г. происходит последовательное расширение зоны отрицательного влияния источников 2,3 и 4 (рис.1). Визуально оно пока еще проявляется только на юго-западной части исследуемой территории. Однако в реакции деревьев процесс ухудшения прослеживается весьма убедительно, что выражается в уменьшении значений RAC на всех пробных площадях. Сказанное подтверждается также результатами химического анализа хвои и почвы. По мере приближения к выше отмеченным объектам эмиссии в хвое резко увеличивается

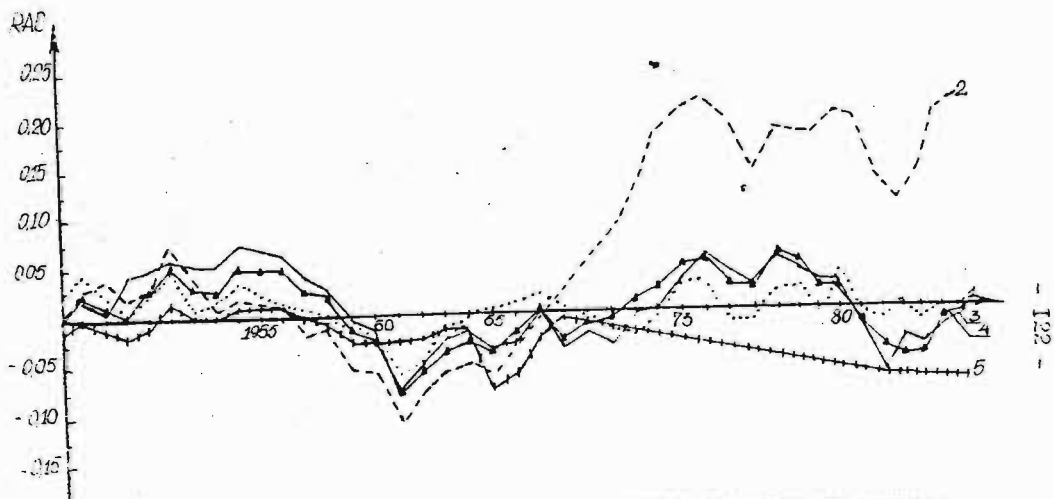


Рис.3. Изменения текущего дополнительного прироста по запасу ($RAC, м^3/м^2$): 1,2,3,4,5 - номера пробных площадей.

- 122 -

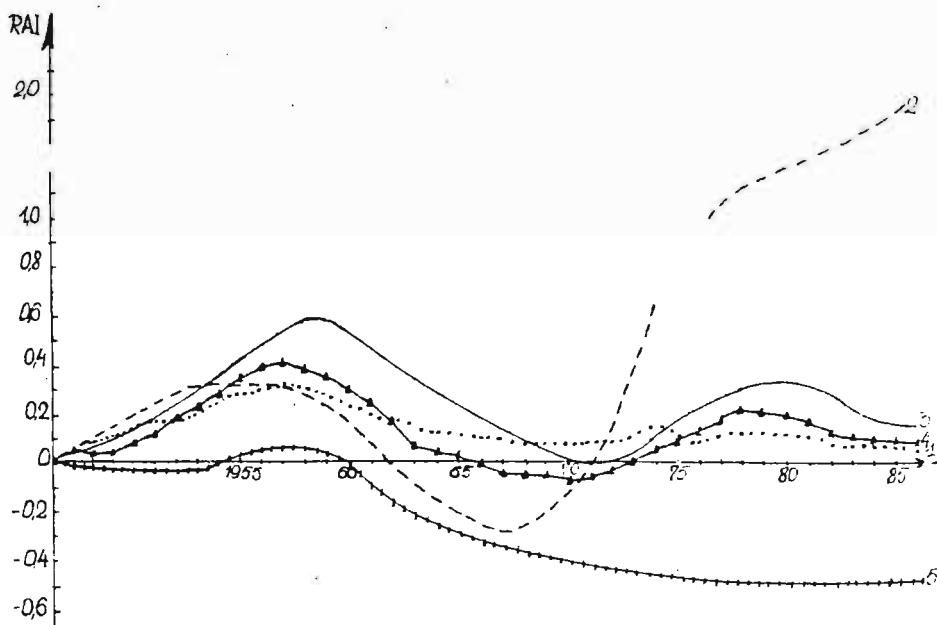


Рис.4. Изменения кумулятивного дополнительного прироста по запасу ($RAI, м^3/м^2$): 1,2,3,4,5 - номера пробных площадей.

- 123 -

ся содержание хрома, железа, свинца и др. элементов (рис. 6). Проявляется тенденция изменения некоторых химических свойств почвы. Так в зоне воздействия загрязненной реакция почвы меняется от 6,56 до 6,75, содержание обменных оснований от 20,6 до 36,0 мг экв/100 г почвы, а вне данной зоны количественные значения этих показателей соответствуют следующим интервалам: pH_{H_2O} от 6,15 до 6,35, содержание обменных оснований от 9,2 до 25,0 мг экв/100 г почвы.

5. До 1955 г. древостой отличаются положительными и неубывающими значениями RAC . Следует подчеркнуть, что ни в коем случае это не обусловлено циклическим характером текущего прироста или возрастом лесонасаждений. Наоборот, как следует из рис. 2, в эти годы текущий прирост по запасу образует стабильный нисходящий тренд. Очевидно, при невысокой концентрации поллютанты суперфосфатных заводов оказывают стимулирующее воздействие, предположительно через улучшение минерального питания деревьев вследствие образования фосфорных и азотных соединений.

6. Положительное влияние использования очистных сооружений сказывается немедленно. Оно четко проявляется у всех оцениваемых лесонасаждений на третьем этапе, когда их значения RAC хотя и отрицательны, но с явным возрастающим трендом. Это означает, что, во-первых, даже сильно подавленные деревья сохраняют регенеративную способность; во-вторых, реакция деревьев является неопровержимым биоиндикационным доводом при проверке эффективности различных очистительных сооружений.

7. В условиях артикулированного рельефа деревья, произрастающие на повышенных местах, повреждаются сильнее. Пробные площади 3 и 4 заложены рядом: 3 - в междонное понижение, 4 - на вершине дюны (рис.1, табл.2). С 1950 г. по настоящее время трендовая линия реакции древостоя 4 постоянно ниже соответствующей линии для древостоя 3 (рис.4). Регенерация же быстрее протекает на повышениях (рис.3). По всей вероятности, в данном случае это обусловлено пониженными полнотой и, следовательно, межконкурентными отношениями

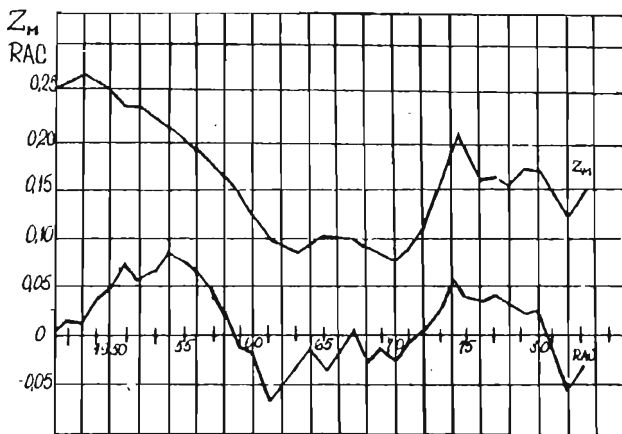


Рис.5. Изменения реакции древостоев в третьей пробной площади.
 Z_M - текущий прирост по запасу;
 RAC - текущий дополнительный прирост по запасу.

ми. Сказанное подтверждается также данными пробной площади 2.

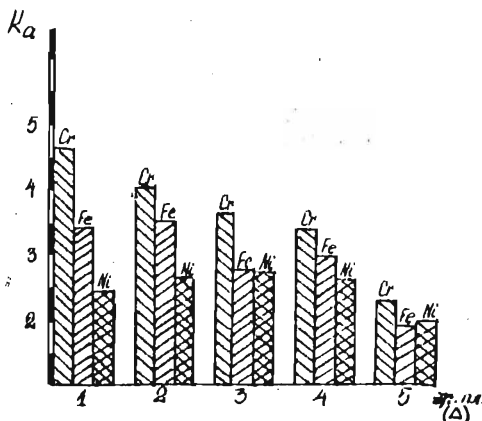


Рис.6. Коэффициент аномалии (Ka) содержания тяжелых металлов в хвое по эталонным площадям.

В. Древостой на второй пробной площади характеризуется повышенной чувствительностью (рис.3). По сравнению с лесонасаждениями 1,3 и 4 во время усиленной антропогенной нагрузки (1955-1961 гг.) его физиологическое состояние ухудшилось наиболее быстро. Также по уровню РАС он уступает другим. Однако на снижение загрязнения (1962-1967 гг.) и особенно на прекращение эмиссии поллютантов оставшиеся деревья этого лесонасаждения отвечают выраженным повышением РАС. Очевидно, это явление объясняется несколькими причинами. Во-первых, здесь сказывается влияние возраста, так как рассматриваемый древостой на 30 лет моложе других (табл.3). Во-вторых, в реакции деревьев этого лесонасаждения проявляется воздействие ветров за биологически наиболее активный весенний сезон. В это время преобладают северные и северо-западные ветра. В третьих, к особенностям

этого древостоя относится также исключительно низкая полнота, по крайней мере, продолжающаяся уже 20-25 лет.

9. При оценке реакции лесонасаждений использованы три показателя запаса: RAC - текущий дополнительный прирост, RAI - кумулятивный дополнительный прирост и Z_M - текущий прирост наличного древостоя. Все они сопоставимы между собой и, отражая различные аспекты реакции, дополняют друг друга. Однако ведущая роль принадлежит RAC . Являясь частью

Z_M , он характеризует ежегодную реакцию деревьев в чистом виде. При этом его знак свидетельствует о положительном или отрицательном воздействии оцениваемого фактора. Ввиду высокой чувствительности RAC служит количественной основой для выявления экологического состояния деревьев.

Z_M же показывает общий ход роста древостоев, а алгебраическая разница между Z_M и RAC - интенсивность формирования стволовой фитомассы в неизменных (по рассматриваемому фактору) условиях произрастания. RAI характеризует тренд накопления эффекта воздействия.

10. Результаты данного исследования подтверждают высокую приспособленность примененной методики для количественной оценки воздействия различных факторов на лесные экосистемы. Кроме точности и однозначности характеристик реакции деревьев, малотрудоемкости и простоты проведения полевых работ, она отличается сопоставимостью оценок, полученных в различных географических и экологических условиях. Мы рекомендуем ее в качестве унифицированной методики мониторинга леса.

Литература

1. Latvijas PSR Mažā enciklopēdija / III sējums. - Rīga, 1970.
2. Лиена И.Я. Единый метод таксации реакции древостоя на антропогенное воздействие // Лесоведение, 1985, №6, - С.12-18.
3. Agroģimnāža rokasgrāmata. - Rīga, 1978.
4. Прайс В.П. Аналитическая атомно-абсорбционная спектроскопия. - М., 1976.



АКАДЕМИЯ НАУК ЛитССР
СЕКЦИЯ ЛЕСНОГО ХОЗЯЙСТВА ЭО ВАСХНИЛа
ЛИТОВСКАЯ ОРДЕНА ТРУДОВОГО КРАСНОГО ЗНАМЕНИ
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ АКАДЕМИЯ

МОНИТОРИНГ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ
Тезисы докладов Научной конференции
(Каунас, 05-06.06.1986)

наземных организмов (млекопитающих, корневой меристемы растений, яиц и ранних стадий личинок насекомых, яиц птиц и т.д.) находится в пределах одного порядка и определяется радиочувствительностью живой клетки на стадии деления. В то же время взрослые стадии развития этих организмов по радиочувствительности отличаются на 3-4 порядка. Поэтому в радиэкологии леса определяющим становится распределение дозовых полей в экосистеме, а не радиочувствительность отдельных организмов. Возможны ситуации, когда на одном и том же участке, например, с повышенным фоном естественной радиации, в угнетенном состоянии находится почвенная фауна, но нет явных поражений растительного покрова или популяций наземных позвоночных животных. В экспериментах о внешнем облучении леса описаны случаи, когда древесный ярус испытывал несомненное угнетение, а многие группы беспозвоночных, в том числе насекомые - вредители леса, резко увеличивали свою численность.

Поэтому предлагается для нормирования изменений экосистем в лесной радиэкологии учитывать не только возможные дозовые нагрузки на человека или наземных животных, но и на критические элементы экосистемы, которые могут быть более чувствительными показателями.

ОЦЕНКА РЕАКЦИИ ДРЕВОСТОЯ НА ИЗМЕНЯЮЩИЕСЯ УСЛОВИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОЗДУХА

И.Лиєпа, О.Никодемус, К.Рамап, А.Скудра
Латвийский госуниверситет им.П.Стучки, Рига

Исследована реакция чистого одновозрастного сосняка *Pinetum monoclassum*, среда произрастания которого отличается резкой временной и пространственной гетерогенностью загрязнения индустриальными выбросами. Два основных источника эмиссии поллютантов расположены на противоположных краях соснового массива. Источник А выбрасывает загрязнители с постоянной интенсивностью. Работа источника В характеризуется четырьмя периодами; I - 1946-1956 гг., производство и эмиссия умеренно возрастающие; II - 1956-1961 гг., по сравнению с 1950 г. выпуск продукции повысился два раза; III - 1961-1967 гг., мощность завода не увеличилась, загрязнение снижалась вследствие установки очистных сооружений; IV - 1967-1982 гг., эмиссия поллютантов прекращена.

В качестве показателя реакции использован текущий дополнительный прирост по запасу - ТДП (Лиєпа И.Я. Единый метод таксации реакции древостоя на антропогенное воздействие. Лесоведение, 1985, № 6). Вблизи источника В (1-3 км) заложены четыре, а источника А (0,5 км) - одна пробные площадки - ПП. По результатам оценки (рис.) делаются следующие выводы.

1. На всех ПП наблюдается четкая зависимость реакции древостоев от воздействия загрязнителей воздуха.

2. Все ПП находятся в одной зоне воздействия. Различия в ТДП за период с 1946 по 1967 гг. объясняются фитоценоотическими и эдафическими условиями, размещением ПП по отношению к направлению преоб. дующего ветра, характером и мощностью выброса поллютантов.

3. Физиологическое состояние древостоя на пятой ПП неуклонно ухудшается, так как, начиная с 1957 г., значения его ТДП отрицательны. Этот древостой находится на грани полной деградации, что подтверждается уже появившимися ви-

зудальными признаками: изменением окраски хвои, изреживани-
ем крон, ускоренным усыханием ветвей, вершин и целых де-
ревьев.

4. В реакции древостоев III I-4 однозначно проявляются
вышеописанные периоды изменения интенсивности выпуска про-
дукции источника Б.

5. До 1956 г. древостои характеризуются положительным
и неубывающим ТДП. Очевидно, при невысокой концентрации по-
лютанты оказывают стимулирующее воздействие, предположительно
через улучшение минерального питания деревьев вследствие
образования фосфорных и азотных соединений.

6. С 1957 по 1967 гг. реакцией древостоев отражается
подавляющее воздействие загрязнения. Установление в 1962 г.
очистительных сооружений вызвало последовательное повышение
ТДП.

7. После прекращения выброса загрязнителей в 1967 г.
наступила регенерация сосняков. На III I,3 и 4 она происхо-
ди одинаково медленно и примерно с пятилетним опазданием.
На III 2 она отличается немедленным и ярким подъемом. Пове-
шенная чувствительность этого древостоя проявляется до 1967г.
Очевидно, это обусловлено возрастом древостоев (80-90 и 60-
70 лет соответственно).

8. Понижение ТДП за последние годы периода оценки на
всех III интерпретируется или как появление нового источника
загрязнения, или как исчерпание регенеративных возможностей
древостоев.

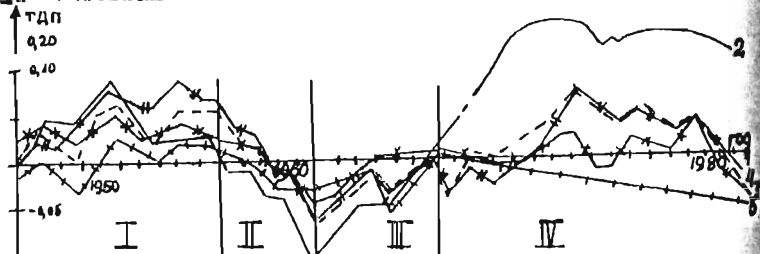


Рис. Динамика реакции древостоев: 1,2,3,4,5 - номера проб-
ных площадей; I,II,III,IV - периоды изменения эмиссии.

ХВОЯ СОСНЫ КАК ИНДИКАТОР ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛЕСОВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

И.В.Лягузова, В.Т.Ярмишко

Ботанический институт АН СССР, Ленинград

Непосредственное измерение загрязнения лесных экосистем тяжелыми металлами (ТМ) связано с определенными техническими и методическими трудностями, а сеть измерительных станций пока не обеспечивает необходимых потребностей. Поэтому листья (хвоя), как самые чувствительные органы растений к действию многих экологических факторов, включая и атмосферное загрязнение, могут быть использованы в качестве индикаторов различных загрязнителей.

Нами была предпринята попытка выявить характер накопления никеля и меди в разновозрастной хвое сосны обыкновенной в пространстве и времени. Исследования проводились в молодых (30-40 лет) северотаежных сосновых древостоях, испытывающих воздействие атмосферных выбросов комбината цветной металлургии (зоны II и III) и за пределами их влияния (зона I). Зоны выделены по В.А.Алексееву и В.Т.Ярмишко (1983). Образцы хвои отбирались в 1982 и 1984 гг. и анализировались методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии. Результаты анализа представлены в таблице I.

В фоновых древостоях сосны (зона I) содержание Ni и Cu в хвое составляет в среднем 3,3 и 2,8 мг/кг абс.-сух. в-ва соответственно. Колебания в накоплении указанных металлов в хвое разного возраста невелики и находятся в пределах ошибки измерения. Хвоя здесь хорошо развита и держится на деревьях 6-8 лет.

В зоне повреждения лесных экосистем (зона II) наблюдается увеличение содержания в хвое Ni до 10 раз, Cu до 5 раз по сравнению с контролем. Содержание ТМ в однолетней хвое несколько выше, чем в хвое текущего года. В хвое более старшего возраста увеличения содержания Ni и Cu не происходит. В этой зоне снижается продолжительность жизни хвои с 6-8 до 4-5 (6) лет, хлоротичные пятна и точечные некрозы встречаются уже на однолетней хвое.



КООРДИНАЦИОННЫЙ ЦЕНТР ПО НАУЧНО-ТЕХНИЧЕСКОМУ СОТРУД-
НИЧЕСТВУ СТРАН-ЧЛЕНОВ СЭВ ПО ПРОБЛЕМЕ XII "ГЛОБАЛЬ-
НАЯ СИСТЕМА МОНИТОРИНГА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ (ГСМОС)"

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ КОМИТЕТ СССР ПО ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ
И КОНТРОЛЮ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

ГОСУДАРСТВЕННЫЙ АГРОПРОМЫШЛЕННЫЙ КОМИТЕТ ЛИТОВСКОЙ ССР

ЛАБОРАТОРИЯ МОНИТОРИНГА ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ И КЛИМАТА
ГССКОМГИДРОМЕТА И АН СССР

ЛАБОРАТОРИЯ МОНИТОРИНГА ЛЕСОВ ПРИ ЛИТОВСКОЙ СХА

БИОМОНИТОРИНГ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Материалы Международной школы - семинара
(Вильнюс, 17-18 марта 1987 г.)

Редакционная коллегия: Антанайтис В.В. (предс.),
Джнис Р.А., Игнотавичене И.А., Мастаускас К.Б., Зингерис М.М.

УДК 630*18 + 561.5

БИОМОНИТОРИНГ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ: Материалы Международной школы-семинара (Вильнюс, 17-18 марта 1987 г.). / Ред. колл.: Антанайтис В.В. (предс.) и др. - [Предисловие: с. 5] Каunas: [Готапр. "Райде"] - 1987. - 268 с., с рис. и табл. - Координат. центр по н.-технич. сотрудничеству стран членов СЭВано приобщение ИИ ИСКОСа, Госкомгидромет СССР, Госагропром ЛитССР, ЛАК Госкомгидромета и АН СССР, ЛАК лесов при ЛитСХА. - В конце сб. рефераты докладов на англ. яз. (перевод М.Зингериса).

В сборнике 54 доклады.

Основной задачей школы - семинара был анализ состояния прогрессного и методического обеспечения фоновых и регионального мониторинга лесных экосистем по биологическим показателям и выработка научно-обоснованных рекомендаций по практическому осуществлению фоновых биологических наблюдений на биологических станциях в странах - членах СЭВано.

Материалы Международной школы-семинара опубликованы после ее окончания без их редактирования и перепечатки с текста, представленного авторами (с некоторыми сокращениями).

явлений оценивается высокими коэффициентами корреляции, порядка 0,7-0,8.

Представляют интерес результаты анализа случаев аномальных значений рН осадков фоновых пунктов региона (табл.1). Наиболее низкие значения рН осадков (4,1-3,7 рН) наблюдаются, обычно, когда при западном, юго-западном переносе в средней и верхней тропосфере, регион у земной поверхности находится под влиянием волновых, возмущений, передней части циклона или ложбины и фронта циклона. Наименьшая кислотность характерна осадкам местного происхождения когда регион находится в разномт малоградиентном барическом поле. Это убедительно свидетельствует, что над нашим регионом окисление осадков и окружающей среды обусловлено дальними переносом.

Литература

1. Ignatavičienė I. Atmosferinių kritulių cheminės sudėties klausimas Lietuvoje.- Geografinis metraštis. Vilnius. 1969. t.10.
2. Защита атмосферы от загрязнения, вып. 6. Определение фоновое загрязнение атмосферы Южной Прибалтики (данные 1980-1981 гг. Прейля) Вильнюс, 1982 г.
3. То же, вып. 7 (данные 1982 г.) Вильнюс, 1983.
4. То же, вып. 8 (данные 1983 г.) Вильнюс, 1984.
5. То же, вып. 9 (данные 1984 г.) Вильнюс, 1985.
6. То же, вып.10 (данные 1985 г.) Вильнюс, 1986.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ КАК ИНДИКАТОР ВЛИЯНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТЬ ЛЕСНЫХ БИОЦЕНОЗОВ

И.Я.Лиопа, О.Э.Никодемус, К.К.Рамаи

Лит. гос. ун-т им. П. Стучки

В последнее время резко увеличился интерес к вопросам распространения и кумуляции тяжелых металлов в компонентах экосистем. Как показывает множество литературных источников, посвященных этой теме, тяжелые металлы в системе мониторинга лесных экосистем рассматриваются в двух аспектах: во-первых, использование их как "носителей" информации о пространственном и временном распространении загрязнения атмосферы [4,5 и др.], во-вторых, воздействие их на жизнедеятельность биоты [6,7 и др.]. Аплексный экологический подход к оценке эффекта отрицательного воздействия загрязнения на лесонасаждения позволил нам найти некоторые пояснения в еще полностью нерешенные или спорные вопросы.

Иши исследования были проведены в чистом одновозрастном насаждении сосны обыкновенной, произрастающем в основном на мелко-средне-подзолистой почве с песчаной материнской породой. Эти леса длительное время испытывали непосредственное влияние суперфосфатного завода, который находился северо-западнее насаждения. Завод был основан в 1892 году и до 1967 года постепенно увеличивал производственные мощности и соответственно интенсивность загрязнения воздуха. В качестве основных загрязнителей можно отметить окислы азота и серы, мышьяк, а также тяжелые металлы. В период работы завода в лесонасаждениях налегающих территориях наблюдалось постепенное ухудшение роста, усыхание верхушек, а с 1950 года - полное усыхание отдельных деревьев. После прекращения производства минеральных удобрений с 1967 года началось частичная регенерация угнетенных деревьев. Однако с 1983 года в юго-западной части лесонасаждения вновь отмечалось резкое ухудшение состояния деревьев: на сравнительно большой территории проявился некроз хвои, а также уменьшение охвоения.

Влияние загрязнения на лесную экосистему исследовалось в ответной реакции древостоя и микробиоценоза. В качестве по-

казателя ответной реакции древесостоя использовались текущий и дополнительный приросты по запасу. Реакция микропогоноза изучалась по изменению его плотности. Компонентный состав эмиссии исследовался атомно-абсорбционным методом на следующие элементы: $Co, Pb, Ni, Cd, Cr, Cu, Mn, Zn, Fe, Ca, K, Mg$; и определялся в почве (подстилке и иллювиальном горизонте), снеге, хвое, а также в специально экспонированных сфагновых ловушках.

Для оценки ответной реакции древесостоя в зависимости от удаленности центра эмиссии и направления господствующих ветров были заложены пять пробных площадей. Кроме общепринятых таксационных измерений на каждой пробной площади у всех деревьев со стороны, направленной к центру эмиссии, и противоположной ей приростным буровом Цресслера были взяты образцы древесины для выявления изменений динамики прироста ширины годичных колец. В качестве контроля использовались заповедные лесонасаждения, неподвергнутые антропогенному воздействию и имеющие сходный тип леса, полноту, класс бонитета и класс возраста. Оценка реакции древесостоев проводилась по единой методике [1]. Математическая обработка результатов осуществлялась на ЭММ ЕС-1055 и СМ-1 по программам, составленным авторами на языках фортран и бейсик.

Для изучения и картирования территориального изменения микробиологического и геохимического состояния почвы была заложена серия пробных точек. Точки по территории располагались относительно равномерно, учитывая ландшафтные особенности местности. На каждой пробной точке из подстилки и В горизонта производился сбор почвенных образцов по общепринятой методике. В этих же точках экспонировались два месяца пакеты сфагновых швов.

Общая численность микроорганизмов определялась подсчетом колоний на почвенном агаре. Для с разделением содержания макро- и микроэлементов почву прокалывали и обрабатывали смесью азотки (H_2O_2 и HNO_3). Состав элементов в сфагновых пакетах определяли после размельчения и сжигания в муфельной печи расщепленного материала (5 г). Полученную золу обрабатывали концентрированной азотной и соляной кислотами. Кислоты удаляли выпариванием, остаток золы растворяли в разбавленной соляной кислоте. Концентрацию элементов определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре Ниркин-Эльмер 403 с последующим пересчетом на абсолютную сухую массу.

Критерием характеристики уровня загрязнения субстрата

служили коэффициенты концентрации (K_c), которые рассчитывались как отношение среднего содержания элемента в объекте к среднему фоновому содержанию. Для общей количественной характеристики уровня аномальности в каждой точке рассчитывался суммарный показатель загрязнения.

Обобщая результаты картографирования техногенных аномалий, можно отметить, что химический состав почвы формируется во многом за счет выпадения загрязнений из атмосферы. При этом почва фиксирует статичные контуры загрязнения, в которых отражается как пространственное, так и временное различия многолетнего антропогенного воздействия. На всех горизонтах почвы наблюдается интенсивное накопление загрязняющих элементов происхождения. В иллювиальном горизонте (рис.1) накапливаются элементы более раннего техногенного происхождения. Например, в северо-западной части лесного массива отмечено повышенное анормальное содержание As ($K_c = 6,0$), Pb ($K_c = 3,7$), Mn ($K_c = 3,0$), Zn ($K_c = 0$) и др. элементов, которое не наблюдается в естественных ландшафтах, отражая уровень загрязнения приземного слоя атмосферы. Следовательно, можно предположить, что элементы были ранее выделены суперфосфатным заводом. Воздействие выбросов завода на данную лесной участок подтверждено и сравнением карт охвата распространения загрязнения (рис.1) с ответной картой осадков (рис.2). Самый низкий уровень текущего длительного прироста в период действия суперфосфатного завода констатирован на второй пробной площадке, которая находится в зоне геохимической аномалии, выделенной по иллювиальному горизонту. Однако, после прекращения загрязнения приземного слоя атмосферы, о чем свидетельствует отсутствие материала в верхних слоях почвенных слоев металлов и естественных уровней и подстилки, общий тренд роста элементов улучшился.

При анализе темпоральной динамики развития экосистем в районе рассматриваемых работ [2,3] выделялись влияние обсеменения доли направления господствующих ветров на распространения загрязнения, которое так же подтверждается при анализе выделенных геохимических аномалий. Наибольшее количество прироста длительного прироста по иллювиальному уровню загрязнения отмечено на первой пробной площадке, в годичной

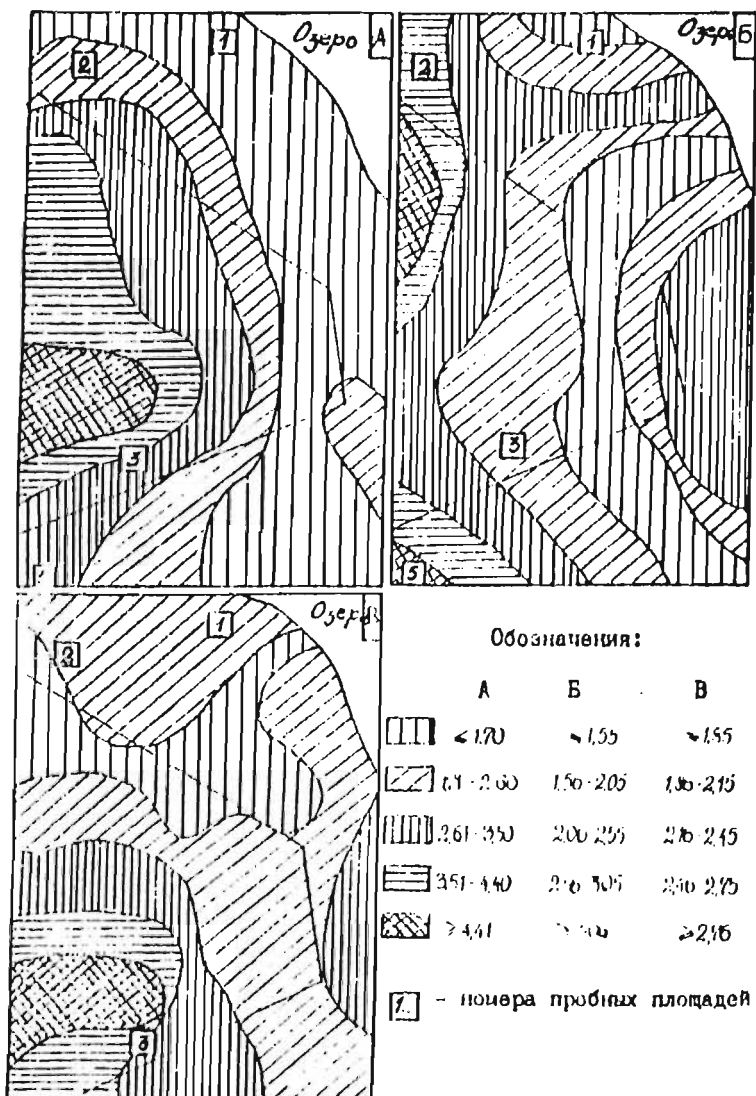


Рис.1. Картограммы среднего уровня K_c в подстилке (А), ледзавальном горизонте (Б) и сфагновых ловушках (В),

ходится сравнительно близко к ранее действующему суперфосфатному заводу, но в стороне от преобладающего миграционного потока загрязнения.

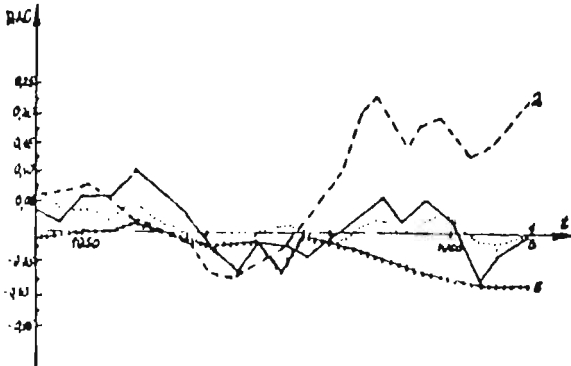


Рис.2. Изменение текущего дополнительного прироста по запасу (m^3/m^2): 1,2,3,5 - номера пробных площадей.

Следовательно, при множестве действующих факторов (загрязнение атмосферы, изменение уровня грунтовых вод, рекреационная нагрузка) между зоной загрязнения почвы тяжелыми металлами и ответной реакцией чистых сосняков прослеживается четкая отрицательная связь, позволяющая определить влияние pollutants на изменение прироста лесонасаждений. Однако, положительная реакция древостоя на прекращение загрязнения суперфосфатным заводом приземного слоя атмосферы свидетельствует, что повышенный уровень некоторых элементов в почве (от 1,1к до 5,68) не оказывает отрицательного воздействия на ход роста сосны обыкновенной. Более того, в значительной мере этот вывод относится также к общему количеству

микроорганизмов в почве. По нашим данным лишь содержание цинка в почве характеризуется слабой отрицательной корреляцией ($r = -0,46$ при $t_{0,05} = 0,39$).

Следовательно, в системе мониторинга леса определение содержания тяжелых металлов в почве, а также в других компонентах экосистемы имеет информативное значение. Во-первых, их концентрации свидетельствует о повышенном уровне загрязнения окружающей среды также другими загрязнителями, биологически более активными, но методически труднее определяемыми. Во-вторых, наличие тяжелых металлов в компонентах экосистемы можно использовать при выделении зон территориального распределения общего уровня загрязнения. Преимущества этого подхода особо проявляются на лесных территориях, пока еще не имеющих визуальных признаков деградации растительного покрова.

Литература

1. Лица И.Я. Единый метод таксации реакции древостоя на антропогенное воздействие // Лесоведение. - 1985, №6, - С.12-16.
2. Лица И.Я., Николемус О.Э., Раман К.К., Скудра А.Я. Временной ход реакции сосняков в условиях изменчивого загрязнения воздуха // Темпоральные аспекты моделирования и прогнозирования в экологии. - Рига, 1986. - С.114-127.
3. Лица И., Николемус О., Раман К., Скудра А. Оценка реакции древостоя на изменяющиеся условия загрязнения воздуха // Мониторинг лесных экосистем. - Наука-Академия, 1986. - С.219-230.
4. Лангузова И.В., Ярышкис В.Т. Хвойные сосны как индикатор загрязнения лесов тяжелыми металлами // Мониторинг лесных экосистем. - Наука-Академия, 1986. - С.231-232.
5. Мартин Ю.Л. Проблемы биогеохимической индикации загрязнения при помощи низших растений // Изучения загрязнения окружающей среды и его влияние на биосферу. - Ленинград, 1966. - С.132-137.
6. Обухов А.И., Лешева О.М. Реакция растений на тяжелые металлы в экстремальных условиях // Экологические и физиологические аспекты антропогенности растений. - Таллин, 1985. - Т.1. - С.142-144.
7. Уильямс К.Смит. Лес и атмосфера. - М., 1985.

ПРЕДВИЖЕНИЕ ВОЗРАСТНОЙ СТРУКТУРЫ ЛЕСОВ ДЛЯ ПРОГНОЗНО-
ДИНАМИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ ИХ ЧАСТИЦЫ

С.И. Ковалев, Г.А. Александров
ЛЕНИНГРАД

В числе объектов регионального уровня большое значение при-
дается биосферным заповедникам, в пределах которых постоянно изучают-
ся природные экосистемы с минимальным влиянием антропогенного воз-
действия. Целью мониторинга в биосферных заповедниках является изу-
чение развития природного фона как естественной основы для прогнози-
рования процессов изменения экосистем в соответствующих природных
юнах. Для центральной части зоны хвойно-широколиственных лесов,
являющейся для ее северной части, региональным эталонным лесным эк-
осистемой является лесная массив коренной формации Центрально-лесного
биосферного заповедника (ЦЛБЗ), одна из основных ценностей которо-
го - еловый разновозрастный древостой, абсолютно не затронутый хо-
зяйственной деятельностью. Общеизвестно, что в мониторинге особе-
енным показателем депрессии служит возрастная структура популяций,
если она приобретает регрессивный характер, это уже серьезный сиг-
нал тревоги, а выделение сигнала конкретного фактора на фоне есте-
ственных колебаний возрастных структур относится к сложным задачам,
требующим специальных методов анализа.

В настоящей работе рассматривается один из фрагментов методи-
ки определения "нормальной динамики" или "нормального состояния"
контрольных насаждений, как основы для текущих и прогнозируемых
антропогенных изменений разновозрастных ельников ЦЛБЗ. Следует под-
черкнуть, что в своей сути являлась задача о выборе решения в усло-
виях неопределенности, которая предопределила весьма трудоемкий
процесс сбора эмпирических показателей по каждой группе их, включен-
ных в разработанный модель. Проработка модели и ее модификация про-
водилась на значительном экспериментальном материале (30 пробных
площадок), охватившем период с 1931-1969гг.

При моделировании возрастной динамики популяции широко исполь-
зуются матричные модели или модели типа Лесли, который один из пер-
вых предложил использовать матричные модели для предсказания буду-
щей возрастной структуры популяции по известной структуре в насто-
ящий момент времени, по возможности не учитывая ее и последствие
/Джозеф Лесли/. Матричные модели лесов имеют вид:

АКАДЕМИЯ НАУК СССР



**БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

«Наука»

Ленинградское отделение

АКАДЕМИЯ НАУК СССР
ИНСТИТУТ ИСТОРИИ ЕСТЕСТВОЗНАНИЯ И ТЕХНИКИ
ЛЕНИНГРАДСКИЙ ОТДЕЛ
КОМИССИЯ ПО РАЗРАБОТКЕ НАУЧНОГО НАСЛЕДИЯ
АКАДЕМИКА В. И. ВЕРНАДСКОГО
ЛЕНИНГРАДСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Тезисы докладов
к Всесоюзному семинару,
посвященному 125-летию
со дня рождения
В. И. Вернадского
(30 марта 1988 г., г. Ленинград)



ЛЕНИНГРАД
НАУКА
ЛЕНИНГРАДСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
1988

ности участков применения бордосской жидкости. Распределение техногенной меди в растениях сопровождается ее наибольшей концентрацией в листьях, наименьшей — в плодах.

Растения агроландшафтов содержат до 0,1% цинка в золе. Основные биогеохимические аномалии элемента приурочены к участкам многолетних насаждений (сады, виноградники). Средний Ax_2 цинка — 5, в центрах аномалий достигает 30. Сорбция техногенных цинксодержащих компонентов на поверхности растений преобладает над биогенным накоплением элемента.

Выявлено техногенное накопление молибдена в придорожной растительности. Содержание элемента в золе центральных частей аномалий достигает $8,5 \cdot 10^{-3}\%$ при фоне $1 \cdot 10^{-4}\%$. Аномалии трассируют автодороги, ширина аномальных полос превышает 1 километр.

В золе придорожных ландшафтов содержится до $1 \cdot 10^{-2}\%$ свинца. Средний Ax_2 свинца — 0,6. Биогенное накопление элемента значительно уступает поверхностно-сорбционному захвату. Наблюдается некоторое увеличение концентрации элемента в пропашных культурах в условиях сверхнормативного применения минеральных удобрений.

Содержание фосфора в золе культурных растений достигает 10%, фон — 1,25%. Основные биогеохимические аномалии элемента приурочены к виноградникам. Ax_2 фосфора: среднее — 75, максимальное — 230. Аномалии Ax_2 и содержания элемента в золе растений пространственно не совпадают.

Биогеохимические трансформации в агроландшафтах сопровождаются ухудшением качества сельскохозяйственной продукции.

О. Э. Никодемус, К. К. Раман, П. А. Шарковский РАСТЕНИЯ — КУМУЛЯТИВНЫЕ ИНДИКАТОРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ

Биогеохимическая индикация тенденций изменения загрязнения в приземном слое атмосферы основывается на способности организмов накапливать в тканях и органах загрязняющие вещества или их производные. Как показали наши исследования в Риге и Ленинграде, растения оказались хорошим кумулятивным индикатором, объективно отражающим относительный уровень загрязнения городской среды тяжелыми металлами.

Для выявления качественного состава и уровня концентрации поллютантов нами использовались как листья и хвоя деревьев, так и специально экспонированные сфагновые ловушки. Мхи (*Sphagnum magellanicum* Brid. и др.) для экспонирования брались из фоновых природных мест обитания, удаленных от источников эмиссии. Результаты исследования показывают закономерное возра-

стание содержания тяжелых металлов во мхах по мере повышении концентрации загрязняющих веществ в приземном слое атмосферы.

Накопление тяжелых металлов сравнительно более интенсивно протекает в начальной стадии экспонирования. Накопление загрязняющих веществ во мхах способствуют также умеренные осадки. Это объясняется, во-первых, прямым воздействием осадков, когда загрязняющие элементы вносятся с дождем, а также возрастающей способностью к поглощению и удерживанию загрязняющих веществ влажным мхом. Во-вторых, повышенная относительная влажность увеличивает содержание тяжелых металлов в приземном слое атмосферы. При обильных осадках возможно вымывание некоторых элементов на 5–60% (свинец на 30–60, цинка и кальция на 30–50%, железа на 5–20%), в зависимости от длительности осадков, а также от насыщенности металлами сфагновых ловушек. Эти и другие факторы ограничивают срок экспонирования сфагновых ловушек до двух месяцев.

Как показывает корреляционный анализ, приблизительно одинаковый механизм накопления в г. Ленинграде имеют следующие элементы: Cr и Ni ($r = 0,89$), Mg и Fe ($r = 0,85$), Sr и Ca ($r = 0,70$). В с.-в. части Риги образовались иные корреляционные плеяды: Zn, Mg ($r = 0,75$); Cr, Co, Ni, Cu, Cd ($r = 0,68 - 0,70$). Следовательно, на характер накопления отдельных элементов в сфагновых ловушках наибольшее влияние оказывает состав примесей в приземном слое атмосферы. Нами экспериментально выявлено, что вид сфагновых мхов, а также длительность их хранения в лабораторных условиях перед экспонированием существенно не влияют на ход накопления металлов.

При использовании для индикации состояния городской среды химического состава листьев и хвоя деревьев следует учитывать ряд требований. Так, для биогеохимической индикации следует выбирать вид, произрастающий на всей обследуемой территории, причем деревья этого вида не должны иметь патологических признаков (болезней, сильных повреждений вредителями, огмиранин в результате подтопления и т. п.).

Пока еще недостаточно выяснено, насколько содержание металлов в листьях определяется элементами, поступающими в растение через корневую систему. Сравнивая картосхемы, на которых отражено образование ореолов загрязнения по данным анализа почвы, сфагновых ловушек, а также листьев лины, видно, что наиболее совпадают аномалии, выявленные по результатам анализа ловушек и листьев. Отсюда можно предполагать, что данные анализа листьев адекватно отражают загрязнение в приземном слое атмосферы. Это подтверждается результатами двухфакторного регрессионного анализа, с помощью которого выявлено, что на накопление элементов в листьях лины в большей степени влияет концентрация этих элементов в воздухе, чем в почве. Например, на содержание в листьях свинца его концентрация в воздухе влия-

яет на 50%, а в почве — на 22%; на содержание меди соответственно - в воздухе 67% и в почве 16%; на содержание железа — в воздухе 65%, в почве 26%.

Проведенные исследования убедительно показывают, что такие индикаторы, как листья деревьев и сфагновые пробы, характеризуют динамику загрязнения приземного слоя городской среды в период их экспонирования.

Е. Г. Панова

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ТЕХНОГЕННОЙ АНОМАЛИИ ВОЛЬФРАМА В УСЛОВИЯХ ПОЛУПУСТЫННОГО ЛАНДШАФТА

Объектом исследования послужило хвостохранилище вольфрамовой горно-обогатительной фабрики.

В различных горизонтах песков хвостохранилища содержание вольфрама сильно варьирует, составляя в среднем 0,15% и в отдельных случаях достигая 1%. В верхних слоях хвостохранилища содержится 0,11—0,45% вольфрама. Нижние горизонты песков на глубине 5—10 м подвергаются сезонным затоплениям, и поэтому содержание вольфрама в них значительно ниже — 0,02—0,05%.

Вымываемый из песков вольфрам поступает в воды водоотводного канала, где его накапливается 0,21—0,45 мг/л. С водами и песками хвостохранилища, выдуваемыми ветром, вольфрам попадает на окружающую территорию. Содержание вольфрама в почвах около хвостохранилища составляет 0,05—0,08%, на расстоянии 200 м — 0,01—0,2% и на расстоянии более 300 м — 0,005%.

В результате экспериментов по селективному выщелачиванию почв установлено, что 50% вольфрама связано с собственными минералами (вольфрамитом), 30% — с водорастворимыми формами, 15% — с гидроокислами железа и 5% — с гумусовыми кислотами органической составляющей почв.

Полюсь белоземельная (*Artemisia semiarida*), произрастающая равномерно по площади хвостохранилища, накапливает вольфрам. Вблизи хвостохранилища в золе этого растения установлено 0,12—0,14% вольфрама, на расстоянии 250 м — 0,05—0,06%, 700 м — 0,005—0,01%, более 1000 м — 0,003—0,005%.

Таким образом, вольфрам попадает на прилегающие к хвостохранилищу территории с помощью ветровой и водной эрозии и образует почвенные аномалии размером до 150 метров. Часть вольфрама может накапливаться в растениях, в частности, в полини белоземельной, и формировать таким образом биогеохимическую аномалию размером до 300 метров.

А. Д. Покаржевский

ЭКОСИСТЕМНЫЙ КРУГОВОРОТ И ЭКОЛОГО- ГЕОХИМИЧЕСКАЯ КЛАССИФИКАЦИЯ ЭЛЕМЕНТОВ

Благодаря деятельности организмов в экосистемах существует особый тип *экосистемного круговорота*, свойственный соединениям азота и фосфора и относительно замкнутый в каждой отдельной экосистеме (Криволуцкий и др., 1982). Он является матрицей для круговоротов всех остальных элементов в экосистеме, определяет степень их замкнутости, миграцию элементов по пищевой цепи.



Академия наук СССР
Географическое общество СССР

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ И ПРИКЛАДНЫЕ ПРОБЛЕМЫ ЛАНДШАФТОВЕДЕНИЯ



Ленинград
1988

О.Э.Никодемус, А.Я.Калнина
/Рига/

ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЛАНДШАФТОВ ГОРОДА

В последнее время в изучении основных экологических проблем, возникающих в результате развития городов, включились представители многих дисциплин - градостроители, экономисты, биологи, географы, медики, социологи. Однако большинство из них рассматривает какую-либо частную проблему, которая не дает ответа об экологической ситуации в целом по городу. Предлагаемая нами геоэкологическая оценка ландшафтов города основывается на комплексном подходе к изучению городских геосистем. Как показали наши исследования в г.Риге, такая геоэкологическая оценка должна включать три основных блока. Первый блок содержит информацию о природно-ландшафтной структуре города, степени ее преобразования, микроклиматических и гидрологических особенностях территории, самоочищения и устойчивости ландшафтов к загрязнению и другим антропогенным воздействиям, а также степени уникальности ландшафтов в связи с их охраной. Второй блок включает информацию о степени воздействия антропогенных факторов (загрязнение, рекреация, изменение уровня грунтовых вод и др.) на ландшафты города. При разработке этого блока для выявления пространственного и временного распространения загрязнения нами успешно использовались как геохимические, так и биогеохимические методы. Третий блок отражает ответную реакцию геосистем на антропогенное воздействие. При этом в качестве основного показателя биологической продуктивности использовались текущий и дополнительный прирост запаса тех древесных пород, которые определяют ландшафтную структуру города. Эти ландшафтные элементы являются самыми чувствительными индикаторами антропогенного воздействия. При выявлении ответной реакции ландшафта немаловажную роль играет изучение динамики растительности, так как этот показатель является первичным признаком деградации ландшафтной структуры. При геоэкологической оценке ландшафтов города выделялись несколько уровней: рациональной, локальной и фацциальной. Взаимодействие между городом и рационалом во многом определяет внутригородскую дифференциацию по фактору микроклиматических показателей, а также самоочищения городского воздуха. В Риге сильно действующими факторами являются Рижский залив и лесные массивы в окрестностях города. Важную роль при образова-

ними микроклиматических спектров отдельных ландшафтов и рассеивания загрязнения играют меняющиеся по сезонам господствующие ветры. Так ландшафтная структура г. Риги способствует развитию "острова тепла" над центральной частью города. В результате преобладания западных, северо-западных и юго-западных ветров "остров тепла" перемещается в восточном направлении. Это позволяет наблюдать интересную картину изменения температуры воздуха, относительной влажности и других климатических показателей, а также уровня загрязнения от центра города к периферии. В восточной части города изменение этих показателей более постепенное, чем в западной части. Эффект пограничного влияния ландшафтов прослеживается также на локальном и региональном уровнях. Следовательно, при геоэкологической оценке необходимо учитывать также взаимодействие находящихся рядом ландшафтов.

Комплексная геоэкологическая оценка ландшафтов города является одним из основных компонентов при разработке территориальных комплексных схем охраны природы.

К. Г. Раман
/Рига/

РОЛЬ КОНЦЕПЦИИ УНИКАЛЬНОСТИ ЛАНДШАФТНОЙ ОБОЛОЧКИ В ФОРМИРОВАНИИ ИНТЕГРАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ПОДХОДА

Уникальность в географическом смысле должна быть рассмотрена на фоне всеобщих (фундаментальных) и частных, т.е. менее общих проявлений (например, литологические характеристики планет земной группы). В таком аспекте уникальными являются многие свойства земной атмосферы, включая ее климатический режим, но особенно наличие гидросферы со многими уникальными свойствами ее субстанции - воды. В гидроклиматической обстановке действующие на физической поверхности Земли процессы накопления веществ и трансформации энергии привели к ярко выраженному вещественно-энергетическому ее обогащению. Создалась географическая оболочка - уникальная, неповторимая система.

Совокупность абиотических условий земной поверхности, которую можно рассматривать как первичную уникальность, могла бы привести к автохтонному возникновению и дальнейшему развитию жизни на Земле, а затем обуславливать развитие общества. Появление новых форм биотической и социальной организации материи и их взаимодействия с абиотическими, которое наиболее интенсивно протека-

Проблемы качества городской среды

объективную значимость предложенной методики оценки качества воздушной среды города.

Определение ингаляционной химической нагрузки позволяет наряду с дифференцированным изучением химического загрязнения воздуха отдельных объектов давать интегральную оценку качества воздушной среды в целом, выявлять различия в нагрузках на различные контингенты населения (определяя при этом приоритетную значимость каждого объекта), устанавливать гигиеническую значимость конкретных уровней ингаляционной химической нагрузки для состояния здоровья человека, что позволяет разрабатывать определенный комплекс гигиенических мероприятий, обеспечивающих улучшение условий проживания населения.

Литература

- Пинегин М.А.* Научные основы санитарной охраны атмосферного воздуха городов. М.: Медицина, 1976. 400 с.
- Сидоренко Г.И.* Об эффективности гигиенического нормирования и путях его совершенствования // Гигиена и санитария. 1981. N 6. С. 4—7.

ДК 502.31(1-21)

А.М. Мауринь, О.Э. Никодемус, К.К. Раман

Зеленые насаждения как индикатор качества городской среды

Качество городской среды включает биолого-экологический, экономический, коммуникационный, художественно-эстетический и другие спектры. В этой главе мы рассматриваем лишь биолого-экологический аспект и некоторые вопросы санитарно-гигиенического и психосоциального характера. Представляя город как единую систему, функционирующую в собственном пространстве и времени [5], мы рассматриваем само качество среды и воздействующие на него факторы как единый комплекс, имеющий свою пространственно-временную инфраструктуру. В этом едином комплексе в качестве его составной части выделяется городская экосистема со своей структурой ответной реакции на те или иные воздействия.

Факторы, определяющие состояние городской экосистемы, можно подразделить на три блока: факторы отрицательного воздействия, компенсирующие и факультативные факторы. Блок факторов отрицательного воздействия включает загрязнение воздуха, воды и почвы, твердые отходы, шум, вибрацию, повышенный уровень электромагнитного и радиоактивного излучения, изменение эдафических условий (в том числе гидрологического режима). В блок компенсирующих факторов входят озелененность территории, водные пространства, рекреационный потенциал и др. К блоку факультативных факторов относятся планировка городского района, микроклимат и т.п.

Городские зеленые насаждения являются важнейшим компонентом структуры ландшафта города, выполняют средообразующие и сани-

тарно-гигиенические функции, представляют собой место ежедневного и периодического отдыха горожан, благотворно влияя на их нервно-психическое состояние. Не менее важную роль в создании экологически качественной среды обитания горожан имеет пригородная зеленая зона. Средообразующая роль зеленой зоны выражается в соединении города с естественной природой, в смягчении экстремумов погодных условий, защите города от сильных ветров и пыльных бурь. В связи с ростом городов все большее значение приобретают социальные функции пригородной зеленой зоны — оздоровительные, рекреационные, эстетические.

Зеленые насаждения являются мощным фактором благотворного воздействия на качество городской среды. Выявлено, что 1 га насаждений в течение часа поглощает в среднем 8 кг углекислого газа, а также существенно снижает на своей территории концентрацию различных вредных загрязнителей воздуха: сернистого ангидрида SO_2 — от 0,27 до 0,08 мг/м^3 , сероводорода H_2S — от 0,026 до 0,007 мг/м^3 и окиси азота NO_2 — от 0,22 до 0,007 мг/м^3 . Группы деревьев задерживают 21—86% пыли и на 19—44% снижают загрязнение воздушной среды вредными микроорганизмами [7]. Посадки густокронных деревьев в несколько рядов понижают уровень шума на 8—10 дБ и в пределах 50 м снижают скорость ветра до 20% от первоначальной. С помощью зеленых насаждений можно регулировать режим влажности и температуры воздуха в городской экосистеме.

Одновременно зеленые насаждения представляют собой и чуткий индикатор качества окружающей среды. Они играют биоиндикационную роль как на уровне биохимического, физиологического, анатомического и морфологического, так и флористического и биогеоценологического откликов [14]. Такая многоуровневость биологического отклика зеленых насаждений на воздействие экологических факторов открывает большие возможности для достаточно широкой и в то же время детальной индикации качества городской среды.

Одно и то же воздействие на экосистему проявляется с неодинаковой интенсивностью и направленностью в ее компонентах, в реакции на разных уровнях организации и даже в соседние интервалы времени. Исчерпывающая имитационная модель этой сложнейшей взаимосвязи реакции биосистемы и динамического комплекса внешних факторов будет слишком дорогой — как сама разработка модели, так и ее эксплуатация. Для решения проблем городской экологии необходим более простой подход. Поэтому свой подход мы основывали на выборе интегральных показателей, достаточно обобщенно и адекватно отражающих тренд представляемой ими системы. Но для выявления таких показателей необходимо прежде всего выбрать наиболее характерный компонент оцениваемой системы. Для зеленых насаждений городов и пригородной зоны — это прежде всего совокупность деревьев (в лесном биоценозе — древостой). Деревья имеют существенное преимущество перед другими жизненными формами для экологической оценки и прогнозирования. Дерево является регистрирующей структурой достаточно длительного воздействия. В своих годичных кольцах оно содержит ретроспективную информацию о своей

ответной реакции на экологические факторы по конкретным годам с временным рядом до 100 и более лет. Весьма важно, что ответная реакция деревьев и их совокупностей достаточно адекватно отражается таким интегральным показателем, как текущий прирост древесины. Кроме того, имеются значимые корреляционные связи этого показателя с динамикой других структурных элементов биоценоза. Древостой, совокупность деревьев — это основной продуцент биомассы и определитель функциональной структуры биоценоза, а также важнейший рекреационный объект. Дерево представляет собой ядро консорции, этой элементарной экологической системы [2].

Выявление такого адекватного результирующего показателя существенно облегчает построение математической модели для оценки и прогнозирования качества окружающей среды. В своей работе для этой цели мы применяем функцию Кобба—Дугласа в сочетании с модификацией множественного регрессивного анализа. Эта модификация включает оригинальный способ разложения квадрата коэффициента множественной корреляции, по которому оценивается уравнение регрессии, на удельные веса влияния воздействующих факторов [4]. Интегральные показатели определяются также для экологических факторов и их блоков (совокупностей), которые оцениваются количественно в активные периоды их воздействия на зеленые насаждения. Это существенно упрощает процесс моделирования, повышает информативность и адекватность математической модели.

Общее состояние зеленых насаждений и его тренд, проявляющиеся в динамике текущего прироста древесины деревьев, определяются всем комплексом средовых факторов. Кроме того, во временном ряду значений текущего прироста отражается и эндогенная динамика, детерминируемая биологическими особенностями деревьев. Поэтому мы используем такой результирующий показатель, как текущий дополнительный (положительный или отрицательный) прирост по запасу, характеризующий ту часть прироста, которая образуется в результате воздействия изучаемого фактора (или совокупности факторов) [4].

Комплексные интегральные показатели применялись нами и для параметризации основных блоков отрицательных экологических факторов. Для обследованных нами зеленых насаждений и пригородных лесных биоценозов Риги, Юрмалы, Москвы и Ленинграда такими новыми блоками отрицательных факторов оказались рекреационная нагрузка, локальное и региональное загрязнение, изменение гидрологического режима. Фактор рекреации мы характеризовали индексом пропавности (отношение выбитой площади к общей) и показателем плотности почвы (удельное сопротивление, кг/см²). Параллельно пользовался такой показатель, как стадия дигрессии растительности [1]. Показатель, обобщенно характеризующий загрязнение воздуха, мы получали с помощью лишеноиндикации, вычисляя индекс полеотрантности [10]. Дополнительно мы использовали показатель сохранения хвои. Изменение гидрологического режима характеризовалось сменным рядом количественных значений уровня грунтовых вод (данные гидрорежимной службы).

Если эффект общего влияния факторов этих трех блоков на отрицательный текущий дополнительный прирост древесины оказывался меньше $2/3$ (т.е. $R^2 < 0,67$), то велись дополнительные исследования для выявления иных отрицательных воздействий. Существенно воздействующие блоки впоследствии расчленились на отдельные факторы, и выявлялся удельный вес частного эффекта воздействия.

Например, для расчленения эффекта фактора общего загрязнения делались анализы проб биологического материала (листья, хвоя, кора) и почвы, взятых в эталонных точках. Там же выставлялись специальные ловушки из сфагновых мхов (*Sphagnum magellanicum* L.), которые экспонировались 1, 2 и 4 мес. При этом мы получали также характеристику темпа поступления загрязняющих элементов, их кумуляции.

Биологические индикаторы служат для выявления распределения загрязняющих элементов и накопления их за определенный период времени. Однако при этом необходимо учитывать, что каждый из этих кумулирующих субстратов имеет свою специфику накопления тех или иных элементов. Наши исследования показывают, что хотя содержание металлов в листьях в течение вегетационного периода и увеличивается, темпы накопления конкретного элемента для каждого вида растений различны. Например, в листьях рябины тяжелые металлы накапливаются в 1,2—1,8 раза быстрее, а в листьях березы в 1,2—2,5 раза быстрее, чем в листьях липы.

Точкой отсчета для выявления повышения кумулятивного загрязнения служит фоновый уровень индикаторов загрязнения. Под фоновым уровнем нами понимается такая концентрация загрязнения в анализируемом объекте, которая существовала бы в данном месте при отсутствии конкретного источника загрязнения. По фоновому уровню определяется коэффициент аномалии загрязнения (отдельно по элементам). Биогеохимический анализ исследуемого материала в зеленых насаждениях города и пригородной зоны позволяет адекватно выявить влияние отдельного локального загрязнения объекта, а также миграционных путей элементов загрязнения. Концептуально такой подход основан на наличии функциональных связей между выбросами и твердофазными выпадениями из атмосферы на земную поверхность [8].

На урбанизированных территориях обычно складывается очень сложная ситуация миграции и рассеяния загрязняющих элементов. По нашему мнению, сложность этой ситуации определяется несколькими причинами. Во-первых, для северо-запада СССР характерно большое разнообразие как локальных, так и региональных, межрегиональных и глобальных загрязнителей, которые оказывают влияние на небольшие территориальные единицы. Во-вторых, на перераспределение загрязнения в городе воздействуют многие дополнительные факторы: состав и вид деятельности промышленных предприятий, интенсивность движения автотранспорта, характер городской застройки, наличие санитарно-защитных зон около предприятий, площади и структура зеленых насаждений. В-третьих, каждый из загрязняющих элементов имеет различную способность к миграции и рассеиванию. Исследование территориального распределения загрязнителей, особен-

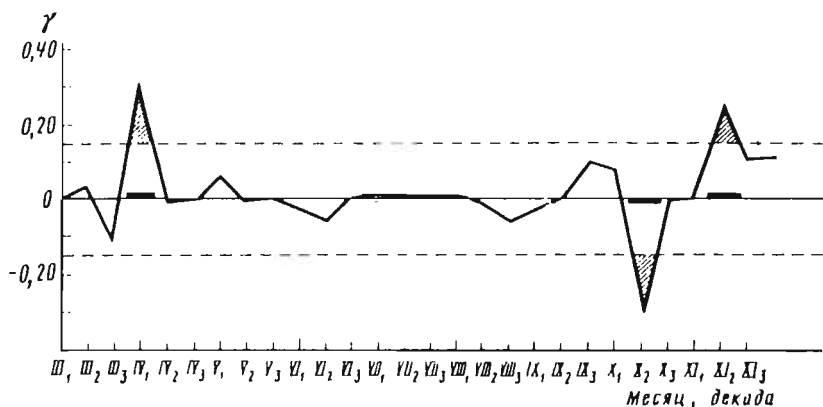
но тяжелых металлов [11], дает представление об общей детализированной картине санитарно-гигиенического состояния окружающей среды [13].

При проведении индикации наряду с выявлением пространственного распределения загрязнения не менее актуально и изучение его временного аспекта. Для этой цели необходимо параллельное использование различных индикаторов. Для характеристики кратковременных интервалов удобнее использовать такой субстрат, как снег, сфагновые ловушки и т.п. Сезонное накопление загрязнителей лучше отражают листья и хвоя деревьев, а при отсутствии глубоких зимних оттепелей — снег. Картину многолетнего кумулятивного загрязнения показывает почва. Почва — весьма чуткий индикатор геохимической обстановки в городе, так как этот компонент экосистемы находится на пересечении всех транспортных путей миграции химических элементов.

Временная структура отклика биоиндикатора на воздействие экологических факторов выявлялась нами методом эхохронограмм. Эхохронограммы — это графическое отображение временной последовательности активных периодов и пауз между ними, показывающее силу и направление воздействия исследуемого экологического фактора на формирование значений того или иного показателя биоиндикатора. В геометрической интерпретации, когда по оси абсцисс откладываются интервалы планетарного времени (дни, пятнадцатки, декады, месяцы и т.д.), а по оси ординат — показатель поведения системы, тренд эффекта воздействия фактора образует ломаную линию (см. рисунок). Интервалы времени, в которые эффект воздействия фактора по модулю превышает заданный уровень значимости, интерпретируются как активные периоды воздействия данного фактора (заштрихованные участки). Так как реакция биосистемы на воздействие того или иного фактора проявляется с запаздыванием, исследуемый показатель можно сопоставлять с параметрами воздействующих факторов за довольно длительный период упреждения (в наших исследованиях с древесными растениями — до двух лет).

Как подчеркивается в принятых на совещании рабочей группы СКОПЕ в 1977 г. Основных положениях оценки воздействия на окружающую среду, такая оценка должна включать не только описание этого воздействия и его вариантов, но и прогнозирование существа и интенсивности воздействий на природную среду [1]. Такую оценку мы называем эколого-прогностической.

Эколого-прогностическая оценка и картирование территории проводятся в основном по тренду интегральных показателей биосистемы. Для зеленых насаждений это текущий прирост древесины и динамика кумулятивного загрязнения. Не останавливаясь подробнее на методике разработки прогноза, которая опубликована нами ранее [6], отметим лишь, что она основана на ретроспективном анализе структуры отклика прогнозируемого объекта. Для отсчета лага прогноза выявляются три характерные точки тренда биосистемы, соответствующие началу периодов стресса, деградации и критической деградации (агонии). На топографическую основу исследуемой территории нано-



Экохронограмма воздействия среднесуточной температуры воздуха на текущий прирост ели обыкновенной в лесопарке "Горки Ленинские". По оси ординат — удельный вес влияния (Φ), утолщенные интервалы оси абсцисс — активные периоды; пунктиром показан уровень существенности при $\Phi=0,05$

сится обобщенный тренд изменения текущего прироста древесины и возможного риска (в зависимости от динамики снижения прироста). На ту же основу наносится уровень интегрального кумулятивного загрязнения. Для сводного представления о приоритетности экологических мероприятий на эколого-прогностическую картосхему наносятся удельные веса отрицательных факторов влияния, которые разделены по трем блокам: а) загрязнение; б) рекреационное воздействие; в) изменение гидрологического режима.

Ранжирование территории по приоритетности проведения мероприятий осуществляется как по современному состоянию зеленым насаждений, так и по тренду и динамике их роста. В группе участков со сходным состоянием приоритетность определяется по прогнозу перспективного риска. Последовательность проведения экологических мероприятий определяется по рангу снижения текущего прироста. Приоритетность вида и специфики экологических мероприятий на конкретном участке определяется в зависимости от существенности воздействия и удельных весов отрицательных факторов. В первую очередь определяются существенность и удельный вес блока факторов (загрязнение воздуха, загрязнение почвы, рекреационная деятельность, изменение гидрологического режима), затем — существенность и удельный вес отдельных факторов, например вида загрязнения, отдельных загрязнителей. Выбор времени проведения агротехнических мероприятий определяется выявлением активных периодов факторов воздействия.

Изложенный подход к индикации экологического качества городской среды в общем соответствует и основным требованиям стандартизации показателей качества среды [9].

Литература

1. Вторжение в природную среду: Оценка воздействия (основные положения и методы). М.: Прогресс, 1983. 191 с.
2. *Голубец М.А.* Актуальные вопросы экологии. Киев: Наук. думка, 1982. 157 с.
3. *Казанская Н.С., Ланина В.В.* Методика изучения влияния рекреационных нагрузок на древесные насаждения лесопаркового пояса г. Москвы в связи с вопросами организации территории массового отдыха и туризма. М., 1975. 69 с.
4. *Лиела И.Я.* Динамика древесных запасов // Прогнозирование и экология. Рига: Зинатне, 1980. 171 с.
5. *Линч К.* Образ города. М.: Стройиздат, 1982. 328 с.
6. *Мауринь А.М., Раман К.К., Лиела И.Я.* Концепция и методика эколого-прогностической оценки рекреационных лесов // Моделирование и прогнозирование в экологии. Рига: Зинатне, 1978. С. 36—41.
7. *Мищенко Г.Е.* Оздоровление воздушных и водных бассейнов городов. Киев: Наук. думка, 1968. 154 с.
8. *Саев Ю.Е., Смирнова Р.С.* Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // Вопр. географии. 1983. Вып. 120. С. 45—55.
9. *Толстихин О.Н.* Подходы к стандартизации показателей качества среды и природоохранные мероприятия // Основы стандартизации в области охраны ландшафтов. ИГАН СССР, 1982. С. 97—105.
10. *Трасс Х.Х.* Анализ лишенофлоры Эстонии: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Л.: ЛГУ, 1968. 29 с.
11. *Moore J.W., Ramataoorithy S.* Heavy Metals in Natural Waters: Applied Monitoring and Impact Assessment. N.Y.; Berlin; Tokyo: Springer Verlag, 1984. 312 p.
12. *Moriarty F.* Ecotoxicology. The Study of Pollutants in Ecosystems. London; N.Y.; Paris; Tokyo: Academic Press, 1983. 242 p.
13. *Schubert R.* Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Jena: G. Fischer Verlag, 1985. 230 s.

УДК 504.064:911(1-21)

Н.Б. Барбаш

Территориальная дифференциация качества городской среды

На отдельных участках территории современных крупных городов складывается различная по своему качеству городская среда. При этом качество городской среды можно понимать двояко: как особенности, характер городской среды и как оценочную категорию, допускающую ранжирование городской среды по качеству в терминах лучше — хуже. Эти два значения качества тесно взаимосвязаны, поскольку именно характер и особенности городской среды во многом обуславливают ее оценку. В данной главе акцент будет сделан на качестве городской среды как категории оценочной.

Городская среда, в нашем понимании, — это среда жизнедеятельности горожан (особо стоит вопрос о загородных территориях, включенных в повседневную жизнедеятельность горожан). При этом качество городской среды мы рассматриваем как степень соответствия условий жизнедеятельности потребностям населения, как обеспечение полноты реализации потребностей. На пути операционализации по-

Качество городской среды на определенном участке территории

Виды деятельности	Субъект деятельности	Население, проживающее на данной территории	Население, работающее на данной территории	Население, посещающее данную территорию с другими целями
Проживание Работа Рекреация Культурно-бытовое обслуживание				

добной оценки, понятной на концептуальном уровне, встают серьезные методические трудности.

При изучении взаимодействия населения с городской средой речь идет об удовлетворении требований населения комплексом условий, складывающихся на определенных участках города. Сюда включаются как требования социального порядка (культурно-бытовое обслуживание, характер и количество мест работы, характер застройки и окружения и т.п.), так и экологические требования в узком смысле этого слова (потребности в чистом воздухе, воде, отсутствии шума и т.д.). Поэтому нам представляется плодотворным синтезирующий подход к оценке городской среды — от территории.

Оценка будет различной в зависимости прежде всего от субъекта деятельности (это может быть население, проживающее на оцениваемом участке территории, население, осуществляющее на данном участке другие виды деятельности). Отдельные виды оценок, например санитарно-гигиенические, возможны без конкретизации субъекта. Однако если речь идет о качестве среды в целом, то конкретизация субъекта, на наш взгляд, необходима. Эта конкретизация должна идти дальше в соответствии с дифференциацией населения на социально-демографические группы. Оценка качества должна производиться для отдельных видов деятельности, осуществляемых на территории (см. таблицу), так как она будет различаться в зависимости от потребностей субъекта деятельности. Суммирование всех дробных качественных оценок городской среды (низкого, среднего, высокого уровня) в пустографках таблицы для получения целостной оценки вряд ли возможно. Для определенного класса задач такие оценки качества среды существуют, например при сравнении вариантов развития и реконструкции города, при обосновании первоочередности мероприятий по совершенствованию городской среды и т.п.

Оценки качества среды могут конструироваться исследователями. Но существуют и социальные оценки, формирующиеся у населения и играющие существенную роль в организации его жизнедеятельности. Примером такой социальной оценки может служить оценка привлекательности различных участков территории города для проживания. Анализ такого индикатора социальной оценки, как заявки на обмен жилой площади в Москве [1], показал, что сходные

АКАДЕМИЯ НАУК ЛАТВИЙСКОЙ ССР
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ

**ВОЗДЕЙСТВИЕ
ВЫБРОСОВ
АВТОТРАНСПОРТА
НА ПРИРОДНУЮ
СРЕДУ**



РИГА «ЗИНАТНЕ» 1989

П. А. Шарковскис, О. Э. Никодемус

Содержание металлов в продуктах эмиссии на придорожной полосе автодорог Латвии

В связи с непрерывным ростом количества автомобилей вопрос об их влиянии на загрязнение окружающей среды привлекает пристальное внимание ученых всего мира. Автомобильный транспорт выбрасывает в воздух с отработанными газами до 200 различных химических веществ [7, 9]. Выбросы автомобилей опасны потому, что, во-первых, они сразу поступают в активную зону биосферы. Во-вторых, они содержат в себе соединения свинца, которые отличаются повышенной токсичностью для всего живого. В-третьих, выбросы поступают непосредственно в приземный слой атмосферы, где скорость ветра незначительна и газы плохо рассеиваются [11].

В результате интенсивного движения транспорта вдоль автомагистралей образуются своеобразные техногенные аномалии. Установлено, что почвы придорожной зоны больших автомагистралей содержат свинца, цинка и кадмия в несколько десятков и даже сотен раз больше, чем почвы, удаленные от автомагистралей [1, 6, 25]. Исследования придорожных экосистем показывают, что увеличивающаяся свинцовая нагрузка на растения, вызванная в основном поверхностными осадениями, может превышать фоновые уровни свинца в незагрязненных сельскохозяйственных культурах в 5—20, травах — в 50—200 и деревьях — в 100—200 раз [12]. Так, в Австрии, в непосредственной близости от главных магистралей, содержание свинца в полевых и лугово-пастбищных растениях на расстоянии 1 м от проезжей части в среднем составляет 80,0 мг/кг, 10 м — 62,5 и 50 м — 25,0 мг/кг [20].

В придорожной полосе накопление Pb в кормовых и овощных растениях часто достигает уровня, оказывающего вредное воздействие на организм человека и животных. Подсчитано, что при плотности транспортного потока на шоссе до 75 000 ед./сут на расстоянии 10, 25, 50 и 100 м от дороги средненедельное пе-

требление Pb с пищей для одного человека составляет соответственно 4300, 2638, 2416 и 1876 мкг (фон 1163 мкг) [21].

Наблюдается корреляция между интенсивностью автомобильного движения, удаленностью от автострад и содержанием тяжелых металлов в пыли, а также загрязнением растений [18, 26]. Это позволяет использовать почву и биологические объекты — в основном сельскохозяйственную продукцию, злаковые и деревья — в качестве индикаторов для изучения влияния выбросов автотранспорта на придорожные экосистемы. Как показывают работы многих зарубежных авторов [4, 15, 16, 17, 27, 28, 32, 33], очень хорошими накопителями тяжелых металлов являются сфагновые мхи, которые обладают способностью аккумулировать в больших по сравнению с другими растениями количествах тяжелые металлы из атмосферного воздуха. Анализы разных видов сфагновых мхов, собранных на различных естественных местообитаниях, показывают большую географическую вариабельность в концентрациях тяжелых металлов, зависящую от их содержания в окружающей среде [28—31].

К сожалению, в отечественной практике имеется только несколько работ, где в качестве индикатора загрязнения использованы мхи [2, 5, 6, 13]. Очевидно, одной из причин, тормозящих широкое использование мхов в качестве индикаторов загрязнения, является неодинаковая способность разных видов мхов аккумулировать химические элементы, а также ограниченное распространение конкретных видов. Поэтому в последнее время для количественного и качественного анализа миграции тяжелых металлов в приземном слое атмосферы используют мхи из природных мест обитания, удаленных от источников эмиссии (фоновые), и помещают их на опытных площадках как мониторинг-организмы загрязнения [4]. Преимущество такого способа неоспоримо, ибо пакеты сфагнового мха можно экспонировать в городах, вблизи источников промышленного загрязнения, а также вдоль автомагистралей, где растительность вообще отсутствует или морфологически различна в связи с неоднородностью эдафических факторов. Проведенные по этой методике исследования показывают закономерное возрастание концентраций тяжелых металлов в экспонированных сфагновых мхах по мере повышения концентрации загрязняющих веществ в атмосфере вблизи промышленных центров [15, 16, 22, 27, 33], а также вдоль автомагистралей [19, 23, 24].

В наших предыдущих работах была показана возможность использования сфагнового теста для изучения загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами [3, 8, 13]. Целью настоящей работы явилось изучение загрязнения окружающей среды продуктами эмиссии автотранспорта при помощи сфагнового теста.

Материал и методика исследования

Исследования проводили на автодорогах республики с различной интенсивностью движения автотранспорта с 1981 по 1985 г. При изучении загрязнения придорожной зоны продуктами эмиссии автотранспорта был использован сфагновый тест. В исследованиях, проводившихся с использованием этого теста [19, 23, 24], в основном использован метод сфагновых пакетов, находившихся во время экспонирования под прикрытием. В наших исследованиях данный метод был модифицирован. Это связано с тем, что в условиях нашей республики в летний период проводится многократный покос трав как в разделительной полосе, так и в придорожной зоне автодорог, и возможно исчезновение открыто экспонированных образцов. В наших полевых исследованиях было доказано, что сфагновые пакеты под прикрытием гораздо меньше накапливают металлы, чем без прикрытия. Поэтому образцы мха экспонировали на специальных площадках равномерным слоем без прикрытия.

Мох *Sphagnum magellanicum* Brid. для образцов собирали каждый год в конце апреля. После сбора мох тщательно перебирали, сушили до воздушно-сухого состояния, брали пробы для химического анализа. Непосредственно перед экспонированием мох увлажняли дистиллированной водой. Мох собирали с одного и того же места (территория площадью в 1 га) на одном из крупнейших верховых болот Латвии — Лиелайс Тирлис, расположенном в Приморской низменности, в окрестности курорта Кемери. Длина мха в собранных образцах составляла 10 ± 2 см, т. е. сфагны были примерно одного возраста. На основе результатов полевого опыта была отработана методика экспонирования образцов мха (см. ниже).

Экспонирование образцов мха проводили с мая по октябрь в три периода, каждый период составлял два месяца. Увлажненный сфагновый мох массой около 10 г в 3—4-кратной повторности равномерным слоем размещали на площадках размером 20×20 см, чтобы не было прямого контакта с почвой. Для этого предварительно подготовленные площадки выстилали сеном или травой. Стационарные площадки были подобраны на прямых участках дорог с ровным рельефом местности без насаждений, по направлению господствующих ветров, с высотой насыпи 1,5 м (кроме автодороги Слока—Роя, где насыпи практически нет). В наших исследованиях наиболее высокая интенсивность движения автотранспорта была отмечена на автодороге I категории Рига—Юрмала. Образцы мха экспонировали на 15-м км этой автодороги на следующих расстояниях от полотна дороги: разделительная полоса, 3, 5, 7, 15, 25, 50 и 100 м. На остальных автодорогах те же расстояния, кроме разделительной

полосы. Стационарные площадки были выбраны на 74-м км автодороги Рига—Псков, 11-м км автодороги Рига—Лиепая (через Калнциемс) и на 60-м км автодороги Рига—Даугавпилс. Интенсивность движения транспорта на этих автодорогах почти вдвое меньше, чем на автодороге Рига—Юрмала. Автодороги выбраны с таким расчетом, чтобы они проходили по различным физико-географическим районам республики. Сравнительно низкая интенсивность движения транспорта отмечена на автодороге IV категории Слока—Роя, где транспортных единиц насчитывается около 2000 в сутки. Стационарная площадка подобрана на 13-м км этого шоссе.

После 2-месячного экспонирования образцы мха высушивали, размельчали. Для анализа брали средний образец массой 5 г, сжигали в муфеле при температуре 450—500°C. Полученную золу обрабатывали концентрированными азотной и соляной кислотами. Кислоты удаляли выпариванием, остаток золы растворяли в разбавленной соляной кислоте, затем фильтровали.

Концентрацию свинца, цинка, никеля и других элементов определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре Перкин—Элмер 403. Полученные результаты пересчитывали на абсолютно сухую массу. Результаты обрабатывали статистически.

Критерием характеристики загрязнения служили коэффициенты аномалии: соотношение содержания металла в загрязненных образцах мха и исходных, т. е. до экспонирования. Средние исходные данные содержания металлов в образцах *Sphagnum magellanicum* Brid., собранных на болоте Лиелайс Тирелс в период 1979—1985 гг., следующие: Ca — $0,2 \pm 0,014$, Mg — $0,13 \pm 0,015$, Fe — $0,08 \pm 0,012\%$; Sr — $3,6 \pm 0,5$, Pb — $22,0 \pm 4,3$, Cu — $3,8 \pm 0,62$, Zn — $49,0 \pm 7,0$, Ni — $3,7 \pm 0,53$, Cr — $2,6 \pm 0,34$ мг/кг. Эти данные использованы при расчете коэффициентов аномалии содержания металлов в образцах мха, экспонированных на различных автодорогах республики. На рисунках исходное содержание металлов обозначено пунктиром.

Результаты и их обсуждение

Разработка методики. Для изучения механизма поглощения мхом продуктов эмиссии автотранспорта и воздействия осадков на содержание тяжелых металлов в сфагновых пакетах, а также определения оптимального срока экспонирования был поставлен полевой опыт. Сфагновые пакеты массой по 6 г размещали на территории метеорологической станции на расстоянии 5 м от проезжей части улицы на высоте 0,3 м над уровнем почвы, с прикрытием и без него. Продолжительность воздействия загрязнения была от 49 до 198 дней (49, 80, 118, 142, 179 и 198

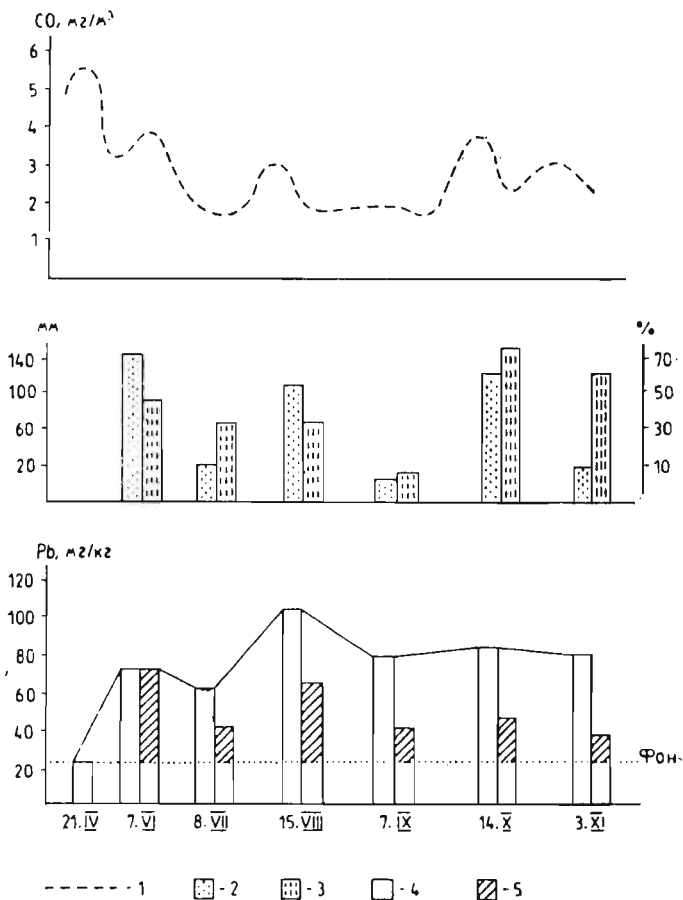


Рис. 1. Взаимосвязь накопления свинца с количеством осадков и концентрацией окиси углерода в различные периоды исследования.

1 — максимальная концентрация окиси углерода (mg/m^3); 2 — сумма осадков (мм); 3 — дни с осадками (% к общему количеству дней экспонирования); 4 — накопление свинца (mg/kg) за периоды: 21.IV—7.VI, 21.VI—8.VII, ..., 21.IV—3.XI; 5 — накопление свинца (mg/kg) за периоды: 21.IV—7.VI, 7.VI—8.VII, ..., 14.X—3.XI.

дней). Содержание загрязнения в пакетах определяли каждые 30—35 дней.

Как показали результаты проведенных исследований, накопление элементов Mg, Ca, Sr довольно сходное, а накопление тяжелых металлов — Zn, Ni, Pb, Fe, Cr и Cu — несколько раз-

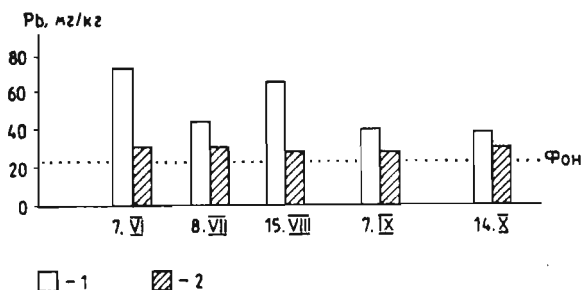


Рис. 2. Кумулятивное накопление свинца (мг/кг) в сфагновых пакетах под прикрытием и без него в различные периоды исследования.

Содержание свинца в пакетах: 1 — без прикрытия; 2 — с прикрытием.

личается. Эта закономерность подтверждается также образованием корреляционных плеяд между парами элементов. Нами выявлен высокий уровень корреляционных связей между хромом и никелем ($r=0,89$), магнием и железом ($r=0,85$), стронцием и кальцием ($r=0,70$) при $r_{0,01;50}=0,36$. Образование почти таких же пар элементов (Fe—Co; Ni—Cr) во мхах, произрастающих в естественных условиях и подверженных воздействию загрязнения, отмечают и другие авторы [30]. Это свидетельствует, что одним из факторов, определяющим поглощение загрязнения сфагновыми образцами, являются конкретные элементы и размеры их частиц. Кумулятивный уровень магния, кальция и стронция в пакетах возрастал равномерно в течение всего периода (198 дней) исследования с небольшим резким подъемом в начальной стадии наблюдения — в нашем случае с 21.IV по 7.VI. В то же время для свинца, цинка, железа, никеля, хрома, меди характерно неравномерное накопление. В качестве примера приведем диаграмму кумулятивного накопления свинца. На рис. 1 представлены: ход кумулятивного накопления свинца в течение всего эксперимента (198 дней), накопление Pb, сумма осадков (мм) и дни с осадками (% к общему количеству дней экспонирования) по периодам исследования, максимальная концентрация CO (мг/м³) за время экспонирования (данные Управления по гидрометеорологии и контролю природной среды — УГКС).

Одним из основных ингредиентов выхлопных газов автомобильного транспорта является окись углерода [10]. Этот показатель, так же как Pb, в приземном слое атмосферы во многом зависит от интенсивности движения автотранспорта. Концентрация Pb и CO в воздухе одинаково уменьшается с высотой [14].

Это позволяет для проверки адекватности накопления Pb в пакетах использовать данные УГКС о количестве CO в приземном слое атмосферы. Сравнение содержания CO в приземном слое атмосферы с количеством Pb в пакетах по периодам исследования выявляет сходный характер этих показателей (см. рис. 1). Можно считать, что содержание тяжелых металлов в специально экспонированных пакетах адекватно отражает ход загрязнения в конкретный период времени, если время экспонирования около месяца.

Тяжелые металлы, в данном случае свинец, в первый период исследования (с 21.IV по 7.VI) (см. рис. 1) интенсивно накапливаются в сфагновом пакете. В дальнейшем кумулятивное накопление происходит менее интенсивно и не прямо пропорционально содержанию тяжелых металлов в приземном слое атмосферы. Накоплению загрязнения в пакетах способствовали умеренные осадки в период с 21.IV по 7.VI и с 8.VII по 15.VIII. Это объясняется, во-первых, прямым воздействием осадков, когда загрязняющие элементы вносятся в сфагновые пакеты с дождем, а также возрастающей способностью к поглощению и удерживанию загрязняющих веществ влажным мхом. Во-вторых, влажная погода увеличивает содержание частиц тяжелых металлов в приземном слое атмосферы. Влияние умеренных осадков подтверждается сравнением содержания свинца в сфагновых пакетах, находящихся под прикрытием и без него. В пакетах под прикрытием накопление свинца примерно в 1,2—4,0 раза меньше, и не наблюдается резких колебаний его содержания по периодам исследования (рис. 2). Например, отношение между максимальным и минимальным уровнями содержания свинца в пакетах под прикрытием — 1,3, а без него — 2,1. Однако при обильных осадках возможно вымывание некоторых элементов от 5 до 60%, например, свинца — на 30—60%, цинка и кальция — на 30—50%, железа — на 5—20%, в зависимости от длительности экспонирования и уровня насыщения пакетов [8]. В сухую погоду, если мхи очень насыщены тяжелыми металлами, происходит выветривание последних (см. рис. 1). Это объясняется тем, что в пакетах более насыщен наружный (0,5—1,0 см) слой мхов, который содержит 60—75% общего количества тяжелых металлов всего пакета. Поэтому нецелесообразно экспонировать сфагновые пакеты более двух месяцев, и изготавливать их следует одинаковых размеров. Кроме того, для повышения поглощающей способности пакетов перед экспонированием образцы мха необходимо увлажнять дистиллированной водой.

Обобщая изложенное, можно заключить, что сфагновый тест можно использовать в качестве интегрального показателя загрязнения. Содержание тяжелых металлов в пакетах сфагновых

Содержание металлов в образцах мха, экспонированных на 15-м километре

Элемент	Разделительная полоса	Расстояние от		
		3	5	7
Ca, %	1,29 ± 0,36	1,67 ± 0,19	1,48 ± 0,27	1,19 ± 0,23
Mg, %	0,52 ± 0,07	0,63 ± 0,11	0,58 ± 0,14	0,49 ± 0,09
Sr, мг/кг	35,5 ± 6,3	44,1 ± 6,0	38,6 ± 7,9	32,2 ± 4,5
Fe, %	0,33 ± 0,04	0,51 ± 0,09	0,40 ± 0,07	0,34 ± 0,06
Pb, мг/кг	98,1 ± 12,3	134,4 ± 12,4	108,3 ± 7,4	86,7 ± 11,8
Cu, мг/кг	14,3 ± 1,9	23,3 ± 4,4	16,6 ± 3,2	13,3 ± 2,7
Zn, мг/кг	159,2 ± 18,1	206,3 ± 21,8	165,8 ± 15,6	156,2 ± 11,3
Ni, мг/кг	10,2 ± 1,3	13,4 ± 0,85	10,1 ± 1,8	9,1 ± 0,76
Cd, мг/кг	12,9 ± 3,3	16,2 ± 2,4	15,1 ± 3,6	13,7 ± 1,9

мхов адекватно отражает загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами, продуктами эмиссии автотранспорта, а также кальцием, магнием и стронцием в приземном слое атмосферы.

Сфагновый тест — показатель загрязнения придорожной зоны тяжелыми металлами. Результаты поисковых исследований с использованием сфагнового теста представлены в нашей предыдущей работе, где загрязнение придорожной зоны металлами

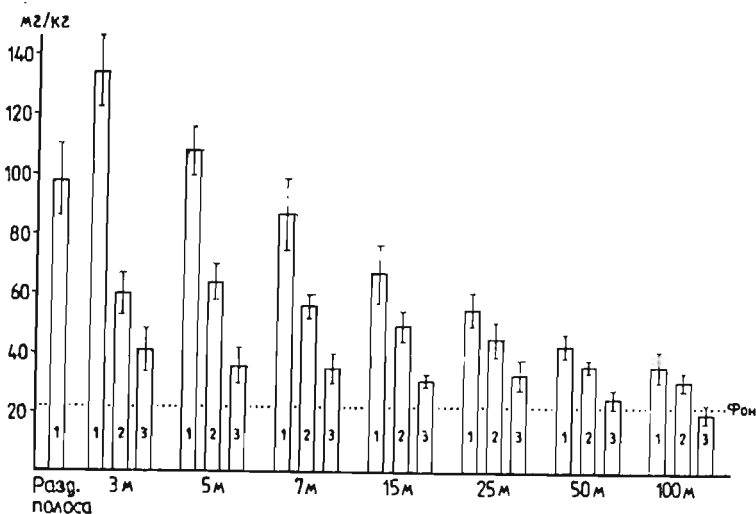


Рис. 3. Содержание свинца (мг/кг) в образцах мха, экспонированных на различных расстояниях от полотна дорог: 1 — Рига—Юрмала; 2 — Рига—Даугавпилс; 3 — Слока—Роя.

автодороги Рига—Юрмала в 1981—1985 гг.

полотна дороги, м			
15	25	50	100
1,04±0,18	0,87±0,13	0,74±0,08	0,54±0,24
0,43±0,06	0,38±0,04	0,36±0,03	0,29±0,03
31,4±4,4	23,0±3,6	15,4±2,1	11,1±4,4
0,30±0,05	0,26±0,04	0,23±0,03	0,29±0,03
66,7±10,1	55,3±5,5	42,8±4,1	36,4±4,8
11,2±1,6	9,5±2,0	8,8±0,79	5,9±0,3
140,8±8,7	122,4±14,1	95,5±6,8	78,1±14,1
7,3±0,71	6,9±1,2	5,4±0,56	4,8±0,35
11,7±2,6	8,4±1,6	8,1±2,5	6,3±0,84

было изучено только на некотором расстоянии от дороги [13].

За последние годы этот вопрос изучен более детально. Результаты пятилетних исследований на автодороге I категории Рига—Юрмала отражены в табл. 1, 2 и на рис. 3, 4. Ширина проезжей части этой автодороги 22,5 м с 5-м разделительной полосой. Самые высокие уровни загрязнения свинцом, цинком, медью, хромом, железом и никелем в образцах мха, экспонированных на этой автодороге, наблюдаются в разделительной полосе, 3, 5 и 7 м от полотна дороги. Это хорошо согласуется с нашими предыдущими результатами, когда максимальное загрязнение имело место в разделительной полосе и 5-м зоне. В 15-м зоне содержание этих металлов по сравнению с 3-м зоной снизилось на 30—50%. С увеличением расстоя-

Таблица 2

Коэффициенты аномалии содержания металлов в образцах мха, экспонированных на 15-м километре автодороги Рига—Юрмала в 1981—1985 гг.

Элемент	Разделительная полоса	Расстояние от полотна дороги, м						
		3	5	7	15	25	50	100
Ca	6,4	8,3	7,4	5,9	5,2	4,3	3,7	2,7
Mg	4,0	4,8	4,5	3,8	3,3	3,0	2,8	2,2
Sr	10,0	12,2	10,7	8,9	8,7	6,4	4,3	3,1
Fe	4,1	6,4	5,0	4,3	3,7	3,2	3,0	2,5
Pb	4,5	6,1	4,9	3,9	3,0	2,5	1,9	1,7
Cu	3,8	6,1	4,4	3,5	2,9	2,5	2,3	1,6
Zn	3,4	4,2	3,1	2,8	2,9	2,5	1,9	1,6
Ni	2,8	3,6	2,8	2,5	1,9	1,9	1,5	1,3
Cr	5,0	6,2	5,8	5,2	4,5	3,2	3,1	2,4

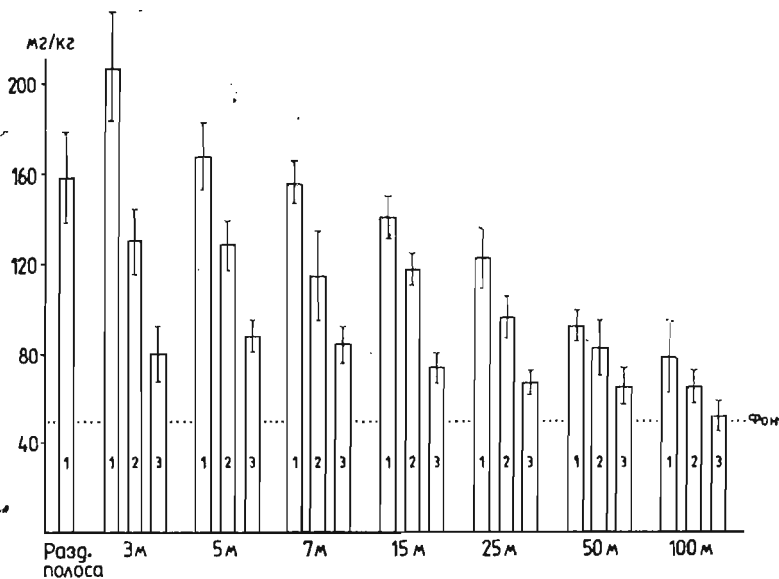


Рис. 4. Содержание цинка (мг/кг) в образцах мха, экспонированных на различных расстояниях от полотна дорог: 1 — Рига—Юрмала; 2 — Рига—Даугавпилс; 3 — Слока—Роя.

ния от дороги уровень загрязнения постепенно снижается, но даже на 100-м расстоянии не достигает исходных величин. Коэффициенты аномалии содержания этих металлов на 100-м расстоянии превышают фоновые в 1,3—2,5 раза. Содержание кальция, магния и стронция, подобно перечисленным элементам, максимальное в разделительной полосе, на расстоянии 3, 5 и 7 м. Сравнительно высокий уровень этих элементов сохраняется на расстоянии 15, 25 и 50 м (см. табл. 1, 2). Более выраженное снижение содержания кальция, магния и стронция отмечено лишь на 100-м расстоянии, хотя и здесь коэффициенты аномалии высокие — 2,2—3,1.

Как показывают данные, уровень загрязнения изученных нами элементов в образцах мха, экспонированных в разделительной полосе, гораздо ниже, чем на 3- и 5-м расстоянии. На наш взгляд, это явление частично можно объяснить перемещением воздушных потоков, образующихся при встречном многорядном движении автотранспорта. В результате взаимодействия воздушных потоков и бокового ветра часть продуктов эмиссии и пыли выбрасывается из разделительной полосы на обочину дороги. Сходные данные в литературе нам не удалось найти.

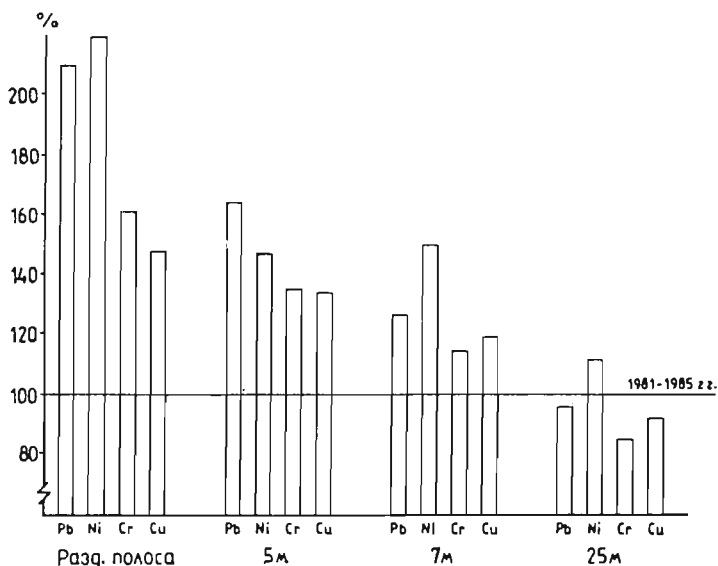


Рис. 5. Соотношение содержания некоторых металлов (%) в образцах мха, экспонированных на различных расстояниях от полотна дороги Рига—Юрмала в 1979 г. по сравнению с 1981—1985 гг.

В исследованиях, где был проведен химический анализ злаковых, произрастающих в разделительной полосе, получены противоположные результаты [19]. Уровень загрязнения металлами здесь был выше в разделительной полосе.

Тяжелые металлы по степени загрязнения ими образцов мха, экспонированных на автодороге Рига—Юрмала на 3-м расстоянии, располагаются в следующем ряду: $Fe > Cr > Pb > Cu > Zn > Ni$; коэффициенты аномалии — $6,4 > 6,2 > 6,1 > 6,1 > 4,2 > 3,6$ соответственно.

На рис. 5 представлены результаты наших исследований, проведенных на автодороге Рига—Юрмала в 1979 г. Данные показывают, что уровень загрязнения свинцом, никелем, хромом и медью в 1979 г. был значительно выше, чем в 1981—1985 гг. Особенно четко на это указывает содержание названных элементов в образцах мха, экспонированных в разделительной полосе, на 5- и 7-м расстоянии от полотна дороги. На наш взгляд, снижение уровня загрязнения в последние годы объясняется тем, что автодорога Рига—Юрмала была разгружена и интенсивность движения транспорта на ней снизилась примерно на 40%. После открытия объездной дороги Рига—Лиепая

(через Калнциемс) грузовой транспорт, а также часть транспорта индивидуального пользования были направлены на эту автодорогу. На автодорогах Рига—Псков и Рига—Даугавпилс уровень загрязнения изученными элементами в этот период практически не изменился по сравнению с 1979 г.

Результаты изменения содержания металлов в образцах мха, экспонированных на автодороге Рига—Даугавпилс, представлены в табл. 3 и на рис. 3 и 4, Рига—Псков — в табл. 4, Рига—Лиепая — в табл. 5. На этих автодорогах интенсивность движения автотранспорта почти вдвое меньше, чем на автодороге Рига—Юрмала. Автодороги этой группы относятся к III категории, и в местах, где были выбраны стационарные пло-

Таблица 3

Коэффициенты аномалии содержания металлов в образцах мха, экспонированных на 60-м километре автодороги Рига—Даугавпилс в 1981—1985 гг.

Элемент	Расстояние от полотна дороги, м						
	3	5	7	15	25	50	100
Ca	14,5	13,2	11,3	10,2	8,3	5,8	3,9
Mg	6,3	8,4	6,5	4,8	4,1	3,0	2,4
Sr	9,7	9,3	8,2	7,5	6,1	4,1	2,7
Fe	4,0	4,0	3,8	4,1	3,3	2,4	2,1
Pb	2,8	2,9	2,5	2,2	2,1	1,7	1,4
Cu	2,9	2,6	2,2	2,0	1,8	1,6	1,5
Zn	2,7	2,7	2,3	2,3	1,9	1,7	1,3
Ni	3,6	4,1	2,7	2,6	2,5	2,0	1,4
Cr	4,7	4,7	4,5	3,2	2,8	2,3	1,9

Таблица 4

Коэффициенты аномалии содержания металлов в образцах мха, экспонированных на 74-м километре автодороги Рига—Псков в 1981—1985 гг.

Элемент	Расстояние от полотна дороги, м						
	3	5	7	15	25	50	100
Ca	11,2	10,9	8,8	8,7	6,4	4,4	2,9
Mg	5,7	4,9	4,0	3,6	3,2	2,8	2,2
Sr	6,3	6,0	5,1	5,5	4,9	3,1	2,1
Fe	3,6	3,9	3,0	3,5	2,2	2,1	2,0
Pb	2,5	2,6	2,5	2,3	1,9	1,7	1,4
Cu	2,7	2,6	2,3	2,0	1,9	1,7	1,3
Zn	2,6	2,9	2,7	2,3	1,9	1,5	1,3
Ni	2,4	2,2	2,3	2,2	1,9	1,9	1,5
Cr	2,7	2,6	2,5	2,4	2,3	1,8	1,4

Коэффициенты аномалии содержания металлов в образцах мха, экспонированных на 11-м километре автодороги Рига—Лиепая в 1981—1985 гг.

Элемент	Расстояние от полотна дороги, м						
	3	5	7	15	25	50	100
Ca	11,8	11,9	8,9	7,8	7,5	5,0	3,3
Mg	5,7	5,0	4,5	4,3	3,8	2,9	2,2
Sr	7,4	7,2	6,3	4,8	4,8	3,2	1,9
Fe	4,0	4,4	4,0	3,0	3,0	2,5	2,0
Pb	2,8	2,9	2,7	2,5	2,2	1,8	1,4
Cu	3,3	3,5	2,8	2,5	2,1	1,9	1,5
Zn	3,1	3,2	2,8	2,5	2,3	1,8	1,5
Ni	2,8	2,4	2,1	2,3	1,8	1,7	1,3
Cr	4,1	4,1	3,8	3,2	3,0	2,3	1,9

щадки, разделительная полоса отсутствовала. Ширина проезжей части составляет 7,0—7,5 м с 3-м обочиной, движение автотранспорта двухрядное. По уровню загрязнения эти автодороги сравнительно близки, хотя имеются и некоторые различия. Максимальное содержание изученных металлов, так же как на автодороге Рига—Юрмала, отмечено в 3, 5 и 7 м от полотна дороги. С увеличением расстояния уровень загрязнения постепенно снижается, но и на 100-м расстоянии немного превышает фоновые величины. Особенно близки эти автодороги по уровню загрязнения свинцом, цинком, медью и железом.

Уровень кальция, магния и никеля выше в образцах мха, экспонированных на автодороге Рига—Даугавпилс (см. табл. 3). Различия особенно четко видны в 3- и 5-м зоне и сохраняются до 25-м расстояния. С увеличением расстояния различия менее выражены. Значительно ниже уровень стронция и хрома в образцах мха, экспонированных на автодороге Рига—Псков (см. табл. 4). В образцах мха, экспонированных на автодороге Рига—Лиепая, немного выше концентрация меди (см. табл. 5).

В отличие от автодороги Рига—Юрмала, на этих автодорогах снижение уровня свинца, цинка, железа, меди и хрома в образцах на 30—60% по сравнению с 3-м расстоянием отмечено лишь на расстоянии 25 м (см. табл. 3—5). Это объясняется тем, что на данных автодорогах в результате взаимодействия воздушных потоков, образующихся при встречном движении близко движущихся автомашин, их частого заезда на обочину, а также бокового ветра, дорожная пыль и продукты эмиссии автотранспорта рассеиваются дальше от полотна дороги.

По-видимому, поэтому на упомянутых автодорогах тяжелые

Коэффициенты аномалии содержания металлов в образцах мха, экспонированных на 13-м километре автодороги Слока—Роя в 1981—1985 гг.

Элемент	Расстояние от полотна дороги, м						
	3	5	7	15	25	50	100
Ca	4,9	4,4	3,8	3,4	2,9	2,3	1,9
Mg	3,8	3,2	3,2	2,7	2,6	2,2	2,0
Sr	6,0	5,2	3,7	4,3	2,8	2,1	1,8
Fe	2,7	3,0	2,5	2,6	2,2	1,6	1,0
Pb	1,9	1,6	1,6	1,4	1,5	1,3	0,9
Cu	2,5	2,5	2,8	2,4	1,8	1,6	1,4
Zn	1,6	1,8	1,7	1,5	1,3	1,2	1,1
Ni	2,1	1,8	1,4	1,8	1,6	1,4	1,1
Cr	3,2	1,8	2,4	2,0	1,9	1,2	1,1

металлы в образцах мха по степени загрязнения располагаются в другом порядке, чем на автодороге I категории. Так, например, на автодороге Рига—Даугавпилс их ряд следующий: $Cr > Fe > Ni > Cu > Pb > Zn$; коэффициенты аномалии — $4,7 > 4,0 > 3,6 > 2,9 > 2,8 > 2,7$ соответственно.

Наименьшая интенсивность движения автотранспорта, как отмечалось выше, на автодороге IV категории Слока—Роя. Из табл. 6 и рис. 3 и 4 видно, что количественное содержание свинца, цинка, никеля и железа в образцах мха, экспонированных на этой автодороге, гораздо ниже, чем на описанных выше автодорогах. Различия в содержании стронция, хрома и меди менее выражены. Имеются некоторые различия в ряду расположения тяжелых металлов по степени загрязнения.

Загрязнение свинцом, хромом, железом, медью, цинком и стронцием гораздо выше в образцах мха, экспонированных на 3- и 5-м расстоянии автодороги I категории Рига—Юрмала. Коэффициенты аномалии у этих элементов колеблются в пределах 3,1—12,2 (см. табл. 2). Высокий уровень цинка на этом шоссе отмечен лишь на расстоянии 3 м.

Характерно, что содержание кальция и магния в образцах мха, экспонированных почти на всех расстояниях от автодорог Рига—Юрмала (см. табл. 1 и 2) и Слока—Роя (см. табл. 6), значительно ниже, чем на других автодорогах. На наш взгляд, это связано с тем, что стационарные площадки около автодорог расположены в Приморской низменности, где преобладают типично или дерново-подзолистые песчаные почвы, которые бедны упомянутыми элементами. Следовательно, некоторое влияние на содержание кальция и магния в экспонированных сфагновых мхах может оказать химический состав почвы.

Выраженные различия в уровне загрязнения придорожной зоны автодорог разных категорий продуктами эмиссии автотранспорта наблюдаются в пределах 25-м зоны; на более удаленных расстояниях уровень загрязнения снижается и различия менее выражены.

В литературе имеются сходные данные: методом сфагновых пакетов показано снижение содержания свинца на 10-м расстоянии от полотна дороги в одних работах до 70% [19], в других — до 40% [23, 24]. По-видимому, эти разногласия, подобно результатам наших исследований, объясняются различиями в интенсивности использования и категориях дорог.

Исходя из результатов наших исследований, можно заключить, что придорожную зону в условиях нашей республики до 25-м расстояния нежелательно использовать для выращивания овощных культур, а также употреблять траву или сено из этой зоны для кормления скота.

Список литературы

1. Берня Дз. Ж., Карелина Л. В., Цекулия В. А. Нагрузки выбросов автотранспорта и загрязнение почв придорожной зоны металлами // Загрязнение природной среды выбросами автотранспорта. — Рига: Зинатне, 1980. — С. 16—27.
2. Берзия А. Я. Загрязнение металлами растений в придорожных зонах автомагистралей // Загрязнение природной среды выбросами автотранспорта. — Рига: Зинатне, 1980. — С. 28—45.
3. Мауринь А. М., Никодемус О. Э., Раман К. К., Шарковскис П. А. Возможный принцип типизации леротопов городской экосистемы // Моделирование и прогнозирование в биоэкологии. — Рига, 1982. — С. 105—113.
4. Мэннинг Уильям Дж., Федер Уильям А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. — Л.: Гидрометеониздат, 1985. — 141 с.
5. Никифорова Е. М. Загрязнение природной среды свинцом от выхлопных газов автотранспорта // Вестн. Моск. ун-та. — 1975. — № 3. — С. 28—36.
6. Никифорова Е. М. Свинец в ландшафтах придорожных экосистем // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. — М.: Наука, 1981. — С. 220—229.
7. Никифорова Е. М. Источники и вещественный состав техногенных потоков, возникающих в связи с работой автотранспорта // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем. — М.: Наука, 1981. — С. 210—220.
8. Никодемус О. Э., Раман К. К., Шарковскис П. А. К методике определения накопления загрязняющих элементов в лесных насаждениях // Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости. — Каунас, 1984. — С. 30—31.
9. Оуэн О. С. Охрана природных ресурсов. — М.: Колос, 1977. — 416 с.
10. Перкаускас Д. Ч., Сенута К. А., Вебра Э. Ю. К вопросу о распространении примесей в атмосфере от отдельной транспортной магистрали // Физика атмосферы. — 1983. — № 8. — С. 87—91.

11. *Попова Э. А., Попов К. И.* Автотранспорт — источник загрязнения среды // Региональный экологический мониторинг. — М.: Наука, 1983. — С. 29—32.
12. *Смит Уильям Х.* Лес и атмосфера. — М.: Прогресс, 1983. — 429 с.
13. *Шарковскис П. А.* Распределение твердых частиц — продуктов эмиссии автотранспорта // Тез. докл. и сообщ. X науч.-техн. конф. дорожников Прибалтики. — Орпе, 1982. — С. 65—67.
14. *Bauman S. E., Williams E. T., Finston H. L. et al.* Street level versus rooftop sampling: carbon monoxide and aerosol in New York City // Atmos. Environ., 1982. — Vol. 16, N 10. — P. 2489—2496.
15. *Cameron A. I., Nickless G.* Use of mosses as collectors of airborne heavy metals near a smelting complex // Water, Air a. Soil Pollution. — 1977. — Vol. 7, N 1. — P. 117—225.
16. *Duggan M. J.* Atmospheric metal deposition in London // Intern. J. Environmental Studies. — 1982. — Vol. 21, N 3—4. — P. 301—307.
17. *Ellison G., Newman J., Pinchin M., Thompson I.* Heavy metal content of moss in the region of consett. (North East England) // Environmental Pollution. — 1916. — Vol. 11, N 3. — P. 167—174.
18. *Elsokkary I. H.* Contamination of roadside soils and plants near highway traffic with Cd, Ni, Pb and Zn in Alexandria district, Egypt // Atmospheric Pollution. Proc. 13th Intern. colloquium). — Paris, 1978. — P. 25—28.
19. *Flückiger W., Flückinger-Ketler H., Oerli J. J.* Der Einfluß verkehrsbedingter Luftverunreinigungen auf die Peroxydaseaktivität, das ATP-Bildungsvermögen isolierter Chloroplasten und das Längenwachstum von Mais // Ztschr. Pflanzenkrankheiten u. Pflanzenschutz. — 1978. — Bd 85, N 1. — S. 41—47.
20. *Gyimothy J., Weiser M., Fellner A.* Über die verkehrsbedingte Bleikontamination längs Autostraßen // Wiener Tierärztliche Monatsschr. — 1973. — H. 8/9. — S. 259—266.
21. *Hofschreuder P., Harsema H., Brunekreef B.* Dispersion and deposition of lead from motor exhausts on vegetables grown along a highway // J. Aerosol Sci. — 1982. — Vol. 13, N 3. — P. 180—181.
22. *Jule F. A., Lloyd O.* The low-technology monitoring of atmospheric metal pollution in central Scotland // IARC Sci. Publ. — 1984. — N 53. — P. 253—264.
23. *Keller P.* Die Bleikontamination der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Schweiz als Folge der Bleizusätze zum Motorenbenzin // Schweiz. Landwirtsch. Monatsh. — 1977. — N 8/9. — S. 253—261.
24. *Keller Th.* Blei als Indikator der luftfiltrierenden Wirkung von Holzgewächsen // Allgem. Forst Ztschr. — 1974. — Bd 29, N 25. — S. 157—158.
25. *Keller Th.* Verkehrsbedingte Luftverunreinigungen und Vegetation // Garten u. Landschaft. — 1974. — Bd 84, N 10. — S. 547—550.
26. *Lau W. M., Wong H. M.* An ecological survey of lead contents in roadside dusts and soils in Hong Kong // Environmental Research. — 1982. — Vol. 28, N 1. — P. 39—54.
27. *Little P., Martin M.* Biological monitoring of heavy metal pollution // Environmental Pollution. — 1974. — Vol. 6. — P. 1—19.
28. *Pakarinen P.* Metal content of ombrotrophic Sphagnum mosses in NW Europe // Ann. Bot. Fenn. — 1981. — Vol. 18, N 4. — P. 281—292.
29. *Pakarinen P., Tolonen K.* Regional survey of heavy metals in peat mosses (Sphagnum) // Ambio. — 1976. — Vol. 5, N 1. — P. 38—40.
30. *Percy K. E.* Heavy metal and sulphur concentrations in *Sphagnum magellanicum* Brid. in the Maritime provinces, Canada // Water, Air. a. Soil Pollution. — 1983. — Vol. 19, N 4. — P. 341—349.

31. *Percy K. E., Borland A.* A multivariate analysis of element concentrations in *Sphagnum magellanicum* Brid. in the Maritime provinces, Canada // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 1985. — Vol. 25. — P. 331—338.
32. *Steinnes E.* Monitoring of trace element deposition by means of mosses // *Fresenius' Ztschr. Anal. Chem.* — 1984. — Vol. 317, N 3—4. — P. 1—350.
33. *Temple P. J., Mc Laughlin D. L., Linzen S. N., Wills R.* Moss bags as monitors of atmospheric deposition // *J. Air Pollution Control Assoc.* — 1981. — Vol. 31, N 6. — P. 668—670.

НАУЧНЫЕ ТРУДЫ ПО ОХРАНЕ ПРИРОДЫ

10

**РАЦИОНАЛЬНОЕ
ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ И УХОД
ЗА ЛАНДШАФТОМ В РАЙОНАХ
ГОРНЫХ РАЗРАБОТОК**

преобразований, а не на защитниках существующего состояния. Такие ограничения в сочетании с творческим подходом к тому рациональному зерну, которое может содержаться в идее *всеобщего* (всехозяйственного) землеоборота, должны обеспечить необходимую для нормального функционирования биосферы и хозяйства *экологическую стабилизацию территориальных структур природопользования.*

ЛИТЕРАТУРА

1. Веденин Ю. А. Динамика территориальных рекреационных систем. — М.: Наука, 1982. — 190 с.
2. Родоман Б. Б. Поляризация ландшафта как средство сохранения биосферы и рекреационных ресурсов // Ресурсы, среда, расселение. — М.: Наука, 1974. — С. 150—162.
3. Семенов-Тянь-Шанский В. П. Район и страна. — М. — Л.: ГИЗ, 1928. — 312 с.
4. Rodoman B. Olejärgmistele sajanditele mõeldes // Eesti Loodus. — 1984. — Nr. 6. — Lk. 345—351.
[Думая о грядущих столетиях // Природа Эстонии. — 1984. — № 6].

RECUITIVATION AND TOTAL LAND ROTATION IN CULTURAL LANDSCAPES

B. Rodoman

Summary

The limited quantities of our natural resources call for the introduction of a general land rotation system similar to the systems of crop rotation practiced in agriculture. Natural reserves and parks can be developed on lands recultivated after industrial use and after the demolition of delapidated settlements. The centrifugal waves of urbanization should be stopped by redirecting territorial development towards regional centres. In a ecologically balanced landscape its mobile parts should oscillate or rotate around firmly established centres to ensure constant preventive compensation for the damage caused to nature by human activities.

ЭФФЕКТ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ДРЕВОНАСАЖДЕНИЯ

О. Э. Никодемус, К. К. Раман, П. А. Шарковский
Латвийский государственный университет

Атмосферные поллютанты ныне воздействуют на обширные территории лесных экосистем умеренной зоны. Особенно острая ситуация складывается в урбанизированных комплексах, где многочисленные источники загрязнения обычно расположены незакономерно и их выбросы (особенно неорганизованные) не могут быть точно учтены [1; 2]. Этим создаются своеобразные трудности для выявления основного загрязняющего объекта, играющего решающую роль в снижении биомассы лесных экосистем. Как показывают многочисленные исследования, средние нагрузки атмосферного загрязнения могут существенно изменить или даже подавить репродуктивность древесных пород, нарушить круговорот питательных веществ в лесу и метаболизм деревьев или вызвать стрессовое состояние леса. Это воздействие может быть косвенным (через насекомых—вредителей, патогенные микроорганизмы) или прямым (повреждение ткани листьев или хвоя). Большинство видов такого воздействия не сопровождается появлением внешних симптомов и может быть обнаружено только в процессе самого тщательного мониторинга леса [3]. Для оценки уровня загрязнения большое значение приобретают интегральные показатели изменения природной среды. Критерий для экологической оценки эффекта влияния техногенеза — это состояние живого вещества биогеоценоза: биопродуктивность и генофонд его не должны уменьшаться, а в первичной биопродукции не накапливаться токсичные химические соединения [4].

Любая экосистема характеризуется тремя группами признаков: биологическими, геохимическими и геофизическими [5]. Биологические параметры наиболее точно и непосредственно отражают состояние экосистемы, а также изменение ее во времени. В лесном биогеоценозе наиболее характерный компонент, интегрально отражающий тренды изменения экосистемы, это древо-

стои — основной продуцент фитомассы и определитель функциональной структуры системы. Среди многочисленных биологических показателей ведущую роль играет прирост по запасу и дополнительный прирост по запасу, так как эти показатели более интегрально отражают комплексное воздействие среды и, кроме того, могут быть использованы для экономической оценки ущерба [6; 7]. Однако необходимо отметить, что биологические параметры не содержат количественные и качественные данные о причине этих изменений, которые раскрываются только через геохимические и геофизические показатели. Опыт геохимических исследований показывает, что существуют функциональные связи между выбросами и твердофазными выпадениями из атмосферы на земную поверхность [2]. Это позволяет предположить возможность использования ландшафтного субстрата, кумулирующего поллютанты, для изучения и картирования распространения загрязнения [8]. Как показывают наши исследования, а также данные других авторов [2; 8; 9; 10; 11], анализ снежного покрова и биологического материала дает представительные данные о загрязнении в период воздействия.

Цель данной работы — наметить комплексный эколого-геохимический подход к оценке эффекта отрицательного воздействия загрязнения на древонасаждения, а также выявление причин ухудшения их произрастания в сложных экологических условиях.

Для выявления причин ухудшения произрастания деревьев в древонасаждениях северо-восточной части г. Риги с 1983 по 1984 г. нами были проведены комплексные экологические исследования. Эти леса длительное время кроме фонового городского загрязнения испытывали непосредственное влияние Рижского суперфосфатного завода. Завод был основан в 1892 г. и до 1967 г. постепенно наращивал производственные мощности, а соответственно и интенсивность загрязнения воздуха. В период работы завода в лесопарковых насаждениях прилегающих территорий наблюдалось постепенное ухудшение роста, усыхание верхушек, а с 1950 г. — и полное усыхание отдельных деревьев. После прекращения производства минеральных удобрений с 1967 г. отмечена частичная регенерация депрессированных деревьев.

Однако начиная с 1983 г. наблюдалось резкое ухудшение состояния деревьев. На сравнительно большой территории проявился некроз хвоя (рис. 1), а также уменьшение охвоения. В этом районе сохранилась хвоя последнего и предпоследнего года, а в неповрежденных лесонасаждениях — хвоя прежних 3—4 лет. В конце 1984 г., после подрыва устойчивости биогеоценоза неким первичным фактором, на отдельных деревьях появились вредители (*Tenthredinidae*). Для выявления этого первичного фактора нами были проведены специальные исследования, которые велись методом комплексной оценки воздействия экологических

факторов. В оцениваемых древостоях, в зависимости от расстояния до бывшего суперфосфатного завода и направления господствующих ветров, а также от условий рельефа, были заложены пять пробных площадей (рис. 1). На каждой пробной площади

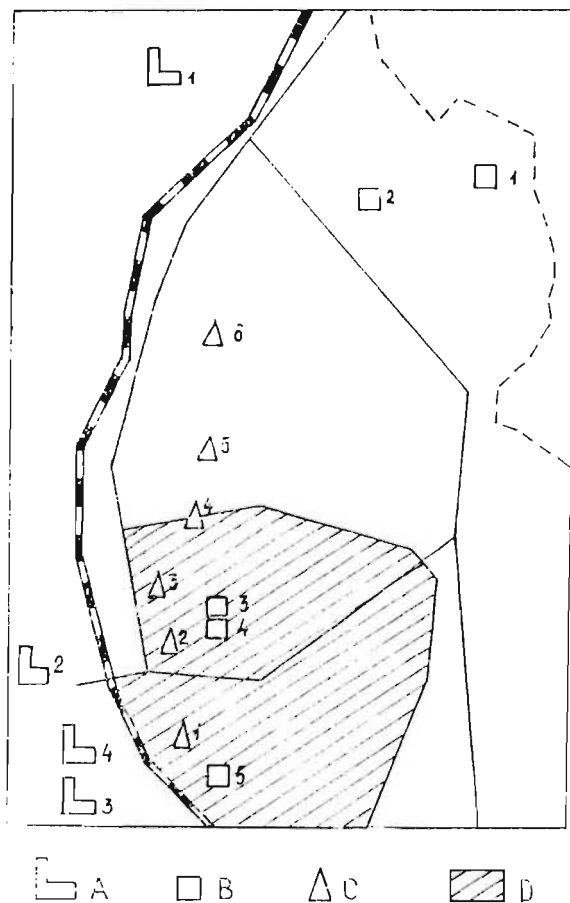


Рис. 1. Схема расположения эталонных точек и пробных площадей сбора эмпирического материала, а также район некроза хвои. Обозначения: А 1...4 — суперфосфатный завод; В 1...5 — расположение пробных площадей; С 1...6 — эталонные точки сбора хвои; D — район некроза хвои.

производился сбор следующих данных: распределение числа деревьев по ступеням толщины, полученное путем сплошного перебора всех деревьев; высота и диаметр 15 деревьев для констру-

ирования кривой высот. Приростным буровом Пресслера с двух противоположных сторон по азимуту к центру эмиссии брались образцы древесины всех растущих деревьев для измерения ширины годичных колец. Брались также образцы хвон по годам для определения содержания тяжелых металлов и образцы почвы по генетическим горизонтам.

Для картирования территориального распределения загрязнения были отобраны пробы снежного покрова непосредственно перед началом снеготаяния. Точки по территории располагались относительно равномерно, с таким расчетом, чтобы по приближению к возможным центрам эмиссии число точек пропорционально увеличивалось. Отбор проб снежного покрова проводился дюралюминиевой трубкой с нанесенными на ее внешнюю поверхность делениями для замера высоты снежного покрова. Площадь поперечного сечения трубки — 30 см². Нижняя часть взятого снежного керна (0,5—1,0 см) отбрасывалась, чтобы не внести загрязнения частицами почвы. На каждой эталонной точке отбиралось по 10 колонок снега, из которых получалась одна усредненная проба. Пробы фонового загрязнения снежного покрова брались в достаточном отдалении от больших городов и промышленных объектов.

Для древостоя контролем служили 30 учетных деревьев, растущих в лесонасаждениях, не подвергнутых антропогенному воздействию, со сходным типом леса, классом возраста и бионитетом. Все обследованные чистые сосняки относятся к типу леса — сосняк зеленомошник (*Pinetum hylacomiosum*) IV и V классов возраста, произрастающие в основном на типично среднеподзолистой почве с песчаной материнской породой. Таксационная характеристика пробных площадей в момент оценки представлена в таблице 1.

Для характеристики изменения хода роста обследуемых на-

Таблица 1

Таксационная характеристика пробных площадей

№ пп.	Возраст, лет	Средняя высота, м	Средний диаметр, см	Плотность, м ² /га	Запас м ³ /га	Текущий прирост		
						по высоте, м	по диаметру, см	по запасу, м ³ /га
1.	80—90	20	31,3	31,3	301	0,14	1,5	4,6
2.	60—70	16	25,0	8,4	66	0,30	2,9	2,5
3.	80—90	23,2	33,9	17,9	190	0,15	1,6	2,7
4.	80—90	15,6	25,0	10,5	80	0,15	1,5	1,4
5.	80—90	10,9	29,0	18,3	107	0,09	1,2	1,3

саждений проведен ретроспективный анализ древостоя по методике И. Я. Либеа [6] с выявлением наиболее важных таксационных показателей текущего прироста по высоте, диаметру и запасу за период ретроспекции (1946 — 1982 гг.). Для изучения ответной реакции древостоя на воздействие антропогенного фактора определен текущий дополнительный прирост по запасу (РАС), в переводе на 1 м² суммы площадей сечения. Примененные редуцированные значения РАС позволяют учесть влияние гетерогенности полноты древостоев. Значения РАС вычислялись по единой программе (ФЛОВЕР) оценки реакции древостоя на влияние факторов воздействия [12].

В образцах исследуемых почв определялись: рН_{Н₂О} (потенциометрически), гидролитическая кислотность и сумма обменных оснований по Каппену; подвижные К₂О и Р₂О₅ по Эгнеру—Риму; гумус по Тюрину, общий азот по Кьелдалю.

Пробы снежного покрова для анализа протанавливались, а затем отфильтровывались. Фильтр высушивался и определялась масса труднорастворимых частиц на фильтре. В образцах снега определяли рН, а также содержание в жидкой и твердой фазах кальция, марганца, цинка, свинца, кобальта, никеля, кадмия, хрома — на атомно-абсорбционном спектрофотометре Перкин—Элмер 403. Химический состав хвои определяли следующим образом. Размельченный растительный материал (5 г) сжигали в муфеле. Полученную золу обрабатывали концентрированными азотной и соляной кислотами, кислоты удаляли выпариванием. Остаток золы растворяли в разбавленной соляной кислоте. Концентрацию тех же элементов определяли атомно-абсорбционным методом. Результаты анализов пересчитывали на абсолютно сухую массу растений.

Изучение полученных результатов показало, что с установлением газоочистных сооружений в 1962 г. и прекращением производства минеральных удобрений в 1967 г. произошло резкое увеличение текущего дополнительного прироста (рис. 2), что свидетельствует о регенерации насаждений. Максимального значения этот показатель достиг в 1974 г. по 2-ой пробной площади — 0,22 м³/м². Сравнив изменения показателей текущего дополнительного прироста по запасу на исследуемых пробных площадях, можно отметить существенное отличие этого показателя на 2-ой и 5-ой пробных площадях. На второй пробной площади реакция деревьев как на увеличение загрязнения атмосферы, так и на ее уменьшение была более острой. Это можно объяснить несколькими причинами. Во-первых, данное насаждение расположено ближе всего к заводу (1,25 км) и по направлению господствующих ветров в летний период; во-вторых, оно имеет относительно низкую полноту (8,4 м²/га). Как видно на рис. 2, на 5-ой пробной площади в течение последних 14 лет величина

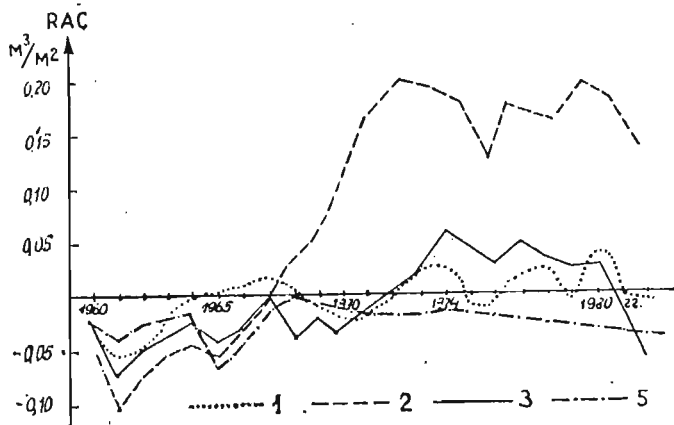


Рис. 2. Изменение текущего дополнительного прироста RAC ($\text{м}^3/\text{м}^2$) под воздействием загрязнения:
 1-я пробная площадь; ---- 2-я пробная площадь; — 3-я пробная площадь —·—· 5-я пробная площадь.

текущего дополнительного прироста оставалась отрицательной. В этих лесонасаждениях текущий прирост по запасу (Z_M) снизился до $0,06 \text{ м}^3/\text{м}^2$, а на остальной территории этот показатель соответствует $0,15 \text{ м}^3/\text{м}^2$ (например, 1-я пробная площадь). Текущий дополнительный прирост составил соответственно — $0,054 \text{ м}^3/\text{м}^2$ и — $0,012 \text{ м}^3/\text{м}^2$. В целом же спад текущего дополнительного прироста на всех пробных площадях начинается с 1975 г., причем более интенсивно процесс происходит в районе некроза хвон (пробные площади 3, 4, 5). Это свидетельствует о том, что некроз хвон, а также спад текущего прироста вызваны одинаковыми причинами.

Результаты физико-химических анализов почв показали, что изменения, происходящие в почве под воздействием загрязнения, не столь резки, чтобы влиять на общий ход прироста. Самые значительные изменения отмечены на 2-ой пробной площади, которая находилась ближе к заводу. На 1, 3 и 4 пробных площадях горизонт подстилки менее кислый ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}=5,4-6,1$), чем A_2 и В горизонты ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}=4,6-5,2$), а на второй пробной площади такой дифференциации кислотности почв по генетическим горизонтам не отмечается ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ около $5,0-5,1$). На второй пробной площади отмечено самое низкое содержание калия (максимальное содержание около $9 \text{ мг}/100 \text{ г}$ почвы) и органического вещества в почве ($7,7-10,4\%$) по сравнению с почвами других пробных площадей ($30-44\%$). Но содержание азота оказалось вы-

ше, чем на остальных пробных площадях (0,65—0,85%). Как свидетельствует ход текущего дополнительного прироста, на второй пробной площади изменения в почве под воздействием загрязнения не столь разительны, чтобы мешать процессу регенерации древонасаждения, а повышенное количество азота даже ускоряет этот процесс.

Загрязнение почвы промышленными выбросами приводит обычно к понижению гидролитической кислотности и повышенному содержанию обменных оснований [13]. Содержание обменных оснований на 3 и 4 пробных площадях достигает 20,6—36 мг экв/100 г почвы, а на 1 и 2 пробных площадях — 9,2—25 мг экв/100 г почвы.

О воздействии других промышленных объектов как на содержание обменных оснований, так и на изменение тренда прироста древесины свидетельствуют данные анализов хвои и снега. Например, содержание тяжелых металлов в однолетней хвое по приближению к возможным объектам-загрязнителям увеличивается (рис. 3). В периферийной части лесопарка по сравнению с центральной частью резко повышается содержание хрома (в 2 раза), меди (в 1,6 раза) и никеля (в 1,5 раза). Сходную картину отражает распределение основной геохимической ассоциации, выявленной по данным анализа снежного покрова (рис. 4). Это позволило предположить, что на обследованные древонасаждения

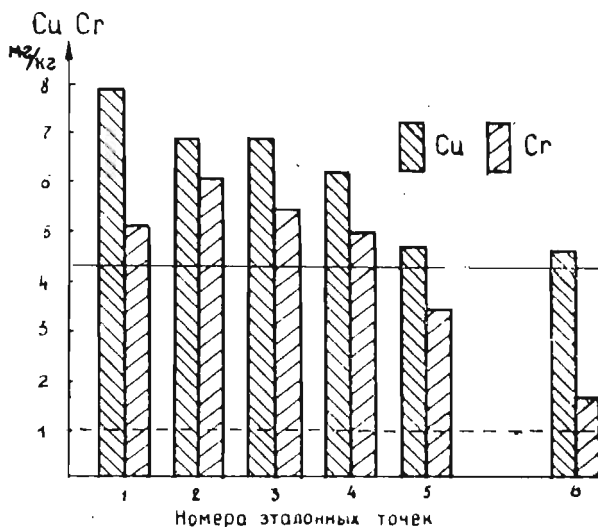
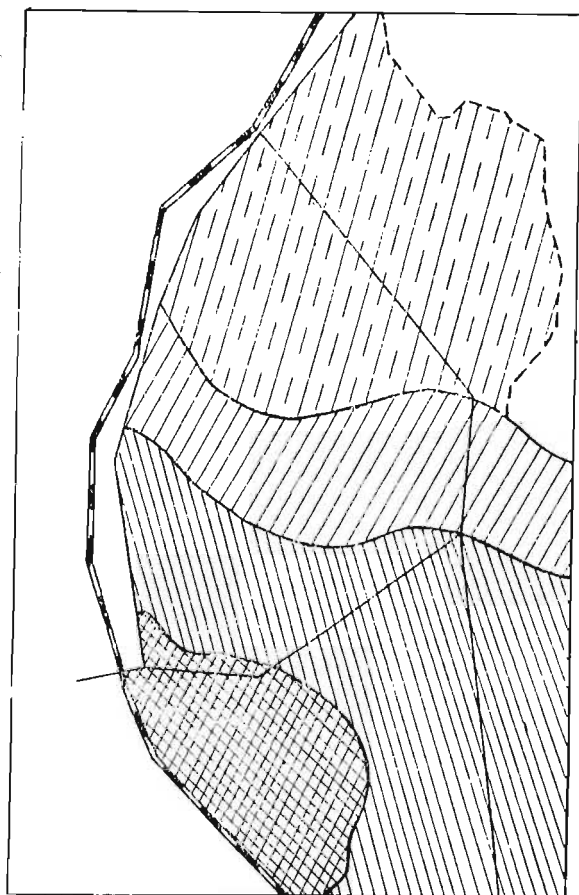




Рис. 3. Изменение кумулятивного накопления меди и хрома (мг/кг) в однолетней хвое, удаляясь от источников загрязнения атмосферы:
Cu — медь; Cr — хром.


воздействуют постоянные загрязняющие объекты, так как хвоя и снег в конкретном случае отражают каждый свой период распределения концентрации примесей у земной поверхности. Сложность выявления основного промышленного объекта, вызывающего ухудшение роста деревьев, заключается в том, что в этом



Обозначения:

 $\Sigma K_a \geq 400$

 $\Sigma K_a = 200-299$

 $\Sigma K_a = 300-399$


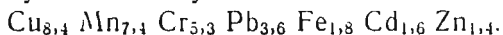
 $\Sigma K_a \leq 199$

Рис. 4. Распределение основной геохимической ассоциации (медь, марганец, хром, свинец, железо, кадмий, цинк) в снежном покрове в исследованных древонасаждениях.

районе находятся три промышленных предприятия, имеющих в составе выбросов окислы серы и азота, сернистый ангидрид, а также фтористые соединения, которые считаются наиболее опасными загрязняющими агентами, воздействующими на качество лесонасаждений. Перекрывающееся распространение атмосферных примесей, выбрасываемых деревообрабатывающим, электромашиностроительным и стекольным заводами, а также более удаленная ТЭС, обуславливают образование на земной поверхности сложной геохимической ассоциации, которая в территориальном аспекте отражается в общем ореоле (рис. 4). Геохимическая формула с коэффициентами аномалии в среднем по лесопарку имеет следующий вид:



Эта группа элементов образует свои техногенные геохимические аномалии, распространение которых позволяет выявить основные промышленные предприятия, отрицательно воздействующие своими выбросами на исследованные насаждения. В конкретном случае, учитывая аномалии элементов Cr, Pb, Zn, в наибольшей мере совпадавшими в своем распространении с контурами участка некроза хвой, а также состав выбросов промышленных предприятий, удалось выявить основное промышленное предприятие, наиболее отрицательно воздействующее на исследованные древонасаждения.

Обобщение полученных результатов показало, что воздействие суммарных выбросов промышленных предприятий, каждое из которых в отдельности и не выбрасывает критически опасную концентрацию загрязняющих веществ, вызвало снижение текущего прироста деревьев. В таком случае при некотором увеличении выбросов может проявиться некроз хвой и начаться разрушение лесной экосистемы. При этом оказалось, что пострадавшие ранее ценопопуляции более чувствительны к воздействию отрицательных внешних факторов, чем насаждения, не подвергшиеся такому воздействию.

В заключение можно отметить, что комплексный эколого-геохимический подход позволяет всесторонне осветить сущность проблемы загрязнения древонасаждений, а именно: выяснить совокупность причин возникновения и распространения загрязнения, выявить и оценить тенденции изменения биогеоценоза под воздействием поллютантов, дать необходимые рекомендации по предотвращению загрязнения и ликвидации его последствий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Сает Ю. Е., Сорокина Е. П., Ревич Б. А. Геохимические методы при оценке интенсивности промышленного воздействия на окружающую среду // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. — Пушкино, 1984. — С. 172—173.

2. Сает Ю. Е., Смирнова Р. С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // *Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды* // Сб. — М., 1983. — Выпуск 120. — С. 45—55.
3. Смит У. Х. Лес и атмосфера. — М., 1985.
4. Глазовская М. А. Факторы устойчивости биогеоценозов к техногенным воздействиям и критерии экологического нормирования // *Влияние промышленных предприятий на окружающую среду*. — Пушкино, 1984. — С. 39—40.
5. Керженцев А., Сороковиков В., Злобин А. и др. Биологические методы в системе регионального экологического мониторинга на биосферной станции Пушкино // *Проблемы фонового мониторинга состояния природной среды* — Л., 1984. — Вып. 2. — С. 92—97.
6. Лиена И. Я. Динамика древесных запасов: Прогнозирование и экология. — Рига, 1980. — 170 с.
7. Лиена И. Я., Пospelова Г. Е., Раман К. К. Комплексная оценка реакции древостоев на влияние разновидностей воздействия // *Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости*. — Каунас-Гирнионис, 1984. — С. 92.
8. Никодемус О. Э., Раман К. К., Шарковский П. А. К методике определения накопления загрязняющих элементов в лесных насаждениях // *Влияние промышленного загрязнения на лесные экосистемы и мероприятия по повышению их устойчивости*. — Каунас-Гирнионис, 1984. — С. 30—31.
9. Василенко В. Н., Назаров Н. М., Фридман Ш. Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова, — Л., 1985.
10. Мэннинг Уильям Дж., Федер Уильям А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. — Л., 1985.
11. Солнцева Н. П. Методика ландшафтно-геохимических исследований влияния техногенных потоков на среду // *Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем*. — М., 1981, — С. 41—78.
12. Лиена И. Я. Единая программа оценки реакции древостоя на влияния факторов воздействия // *Моделирование и прогнозирование в экологии*. — Рига, 1980. — С. 44—68.
13. Важенина Е. А. Влияние техногенных выбросов через атмосферу на агрохимические свойства дерново-подзолистых почв // *Агрохимия*. — 1984. — № 5. — С. 74—80.

THE EFFECT OF POLLUTION ON TREE STANDS

O. Nikodemus, K. Ramans, P. Sarkovskis

Summary

Forest ecosystems were investigated in conditions of varying pollution. The state of tree stands was established on the basis of their reduced additional current increment in volume (RAC), that of the soils on the basis of their physico-chemical properties, the current level of pollution was assessed on the basis of the content of heavy metals in the needles of the conifers and in the snow cover. It was found, that a decrease in atmospheric pollution in the pine stands (*Pinetum hylacomiosum*) was followed by a process of regeneration. At the same time the stand was found to be less resistant to the effect of new pollutants, which can lead to a rapid degradation of the ecosystem.

ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЯ ВЫБРОСОВ НАЗАРОВСКОЙ И ЭКИБАСТУЗСКОЙ ГРЭС

Л. К. Казаков, А. Л. Ключарёв

Московский государственный университет

Мощные тепловые электростанции продолжают оставаться одним из основных источников загрязнения природной среды, несмотря на строительство на них очистных сооружений и увеличения высоты труб. На Европейской части СССР борьба с неблагоприятным влиянием энергетического производства на окружающую среду ведется путем варьирования типов строящихся электростанций и видами используемого на существующей сети ТЭС топлива, а также выбором мест под новое строительство (в частности, для АЭС).

В то же время строящиеся на КАТЭК* и ЭТЭК** мощные электростанции из-за специфики топлива относительно жестко привязаны к угольным месторождениям. Поэтому здесь важное значение приобретает научно обоснованная эколого-географическая оптимизация районных планировок прилегающих к ТЭС территорий. Обоснованием такой оптимизации являются географические и санитарно-гигиенические исследования сфер влияния конкретных ТЭС по условиям миграции, перераспределения и накопления в ландшафтах загрязнителей, а также ответных реакций отдельных составляющих природной среды на загрязнение. Исходя из полученных результатов зонирования сфер влияния ТЭС на окружающую среду может оптимизироваться очистное оборудование, размещение санитарно-защитных зон, промышленных и жилых территорий, определяться мощность самой электростанции. Кроме того, физико-географические исследования сферы влияния ГРЭС позволяют определить пределы устойчивости ландшафтов к загрязнителям и рекомендовать ком-

* Канско-Ачинский топливно-энергетический комплекс (КАТЭК).

** Экибастузский топливно-энергетический комплекс (ЭТЭК).

Latvijas Zinātņu akadēmijas Bioloģijas institūts

Latvijas Informācijas centrs

LATVIJAS EKOĻĢIJA

Informatīvais biļetēns

2. laidziens

Rīga

Rīga 1990

RĪGAS EKO-ĢEOĶĪMISKĀS INDIKĀCIJAS REZULTĀTI

Atmosfēras piezemes gaisa slāņa piesārņojuma izplatības raksturošanai pilsētās izmanto vairākus rādītājus. Pašreiz daudzās valstīs apkārtējās vides kontrole galvenokārt balstās uz reģionālā un globālā monitoringa principiem, izmantojot stacionārus un pārvietojamus novērošanas punktus. Līdzīgi minētais jautājums tiek risināts arī Rīgā. Šāda pieeja sniedz vērtīgu informāciju par ekoloģisko stāvokli pilsētā. Taču nepieciešams atzīmēt, ka iegūtie rezultāti nedod iespēju kompleksi izvērtēt piezemes atmosfēras gaisa slāņa piesārņojuma pakāpi un situāciju, jo parasti novērošanas punktu skaits pilsētā ir salīdzinoši mazs, un to izvietojums ne vienmēr atbilst pilsētas funkcionālajai struktūrai. Jāievēro, ka urbanizētās teritorijās, daudzie emisijas avoti izvietoti bez noteiktām līkumsakarībām, un to izplūdes gāzes nav iespējams precīzi fiksēt. Piesārņojuma kontroli šajos punktos parasti veic tikai konkrētos laika periodos.

Tāpēc, lai objektīvāk raksturotu emisijas plūsmas sarežģīto struktūru pilsētā, pasaules praksē piesārņojuma tiešo instrumentālo kontroli papildina ar augsņu, sniega segas un augu piesārņojuma izpēti (1, 2, 3, 4). Vidēs komponentu (augšnes, sniega segas, augu) izpēte atļauj vispusīgi aplūkot piesārņojuma problēmu un iegūt informāciju par polutantu teritoriālo izplatību un rašanās iemesliem, dod iespēju izvērtēt piesārņojuma ietekmi uz biotu. Tehnogēnās izeismes vielām, izkritot no atmosfēras kopā ar nokrišņiem vai gravitācijas spēku ietekmē, minētajos komponentos pieaug mikroelementu daudzums, tā rezultātā veidojas tehnogēnas anomālijas. Gaisa masu migrācijas plūsmās, kurām raksturīga virziena nepastāvība un maiņa, fiksējas areālveida anomālijās augšnes virsējās horizontos, sniega segā un augos. Augsnī

var uzskatīt par vienu no jutīgākajiem ainavas ģeokīmiskā stāvokļa indikatoriem. Tā atrodas ķīmisko elementu migrācijas un transporta ceļu krustojumā. Augsne kā piesārņojuma teritoriālās izplatības indikators raksturo no atmosfēras izkritušo tehnogēnās izoelsmes ķīmisko vielu daudzgadīgo sadalījumu, kā patreizējo, tā arī reliкто.

Pēdējos gados viena no plašāk lietotajām metodēm pilsētu ekoloģiskās situācijas izvērtēšanā ir augsņu eko-ģeokīmiskā kartēšana, kas balstās uz ķīmisko elementu daudzuma noteikšanu augsnēs. Ar šīs metodes palīdzību var izvērtēt ne tikai augsnes piesārņošanas pakāpi, bet arī noteikt atsevišķu elementu teritoriālās izplatības areolu ap konkrētiem piesārņojuma avotiem.

Eko-ģeokīmiskā kartēšana Rīgā tika veikta 1987. gadā, par metodisku pamatu izmantojot J. Sajeta, R. Smirnovas un citu ģeokīmiķu darbus [3, 4, 5, 6]. Kartēšanas nolūkiem pilsētas teritorija tika sadalīta vienādos kvadrātos ar malas garumu 1,2 km. Etalonteritorijas paraugu ievākšanai katrā kvadrātā izvēlētas atkarībā no teritorijas funkcionālās izmantošanas un no ģeokīmiskajām īpatnībām. Paraugi ģeokīmiskajām analizēm ievākti no augsnes virskārtas (-10 cm) pārkos, dārzos, iekšējos pagalmos, mežaparkos noteiktā attālumā no automaģistrālēm un rūpniecības objektiem. Atbilstoši metodei vidējais augsnes paraugs analizēm iegūts no pieciem un vairāk atsevišķiem paraugiem. Reizē ar paraugu ievākšanu augsnes rakumi aprakstīti pēc vispārpieņemtās metodikas, nosakot augsnes veidu, reakciju, mehānisko sastāvu un citus rādītājus. Balstoties uz pirmās kartēšanas rezultātiem, ekoloģiskajos konfliktareālos 1988. gadā veikti papildpētījumi.

Augsnes paraugi pēc ievākšanas apstrādāti un analizēti RA "Igaunijas ģeoloģija" laboratorijā, izmantojot emisijas spektrogrāfus ISP-28 un ISP-30, kā arī spektraprojektoru PS-18. Ģeoloģijas laboratorijā noteikti 33 ķīmiskie elementi, un savienojumi, tai skaitā Ti, B, V, Cr, Mn, Ca, Ni, Cu, Pb,

Zn, Ga, Li, Sn, Mo, Zr, Y, Ib, Be, Sr, Ba, P, So, Ag, W.

Reģionālais fons Rīgai raksturīgajām dabiskajām augsnēm (tipiski podzolētām, velēnu podzolētām, velēnu gleja un citām) noteikts meža ekosistēmās 30-60 km attālumā no pilsētas. Katrai pilsētas etalonvietai, par pamatu ņemot reģionālo fonu, aprēķināts koncentrācijas koeficients jeb tehnogēnās anomālijas koeficients, izmantojot formulu:

$$K_0 = \frac{C}{C_f}$$

kur K_0 - elementu koncentrācijas koeficients; c - ķīmiskā elementa daudzums augsnē etalonteritorijā; c_f - attiecīgā ķīmiskā elementa vidējais daudzums fona apstākļos augsnē. Tā kā tehnogēnajām ģeokīmiskajām anomālijām parasti ir raksturīgs polielementu saturs, tām pēc sekojošas formulas izskaitļots summārais elementu koncentrācijas koeficients:

$$Z_0 = \sum_{i=1}^n K_0 - (n - 1),$$

kur n - elementu skaits ģeokīmiskā asociācijā.

Jēdzienu "ģeokīmiskā asociācija" eko-ģeokīmijā izmanto, lai raksturotu ķīmisko elementu grupu, kas apvienojušies noteiktā migrācijas plūsmā konkrēta piesārņojuma objekta vai objektu grupas darbības rezultātā. Par apakšējo anomālijas sliekšni, kuru ievēro pie ģeokīmisko asociāciju formulu sastādīšanas, parasti uzskata koncentrācijas koeficienta vērtību - 1,5. Ekoloģiskās un ģeokīmiskās situācijas raksturošanai Rīgā tika sastādītas kā monoelementu, tā arī polielementu kartes.

Rīgas dabiskās ainaviskās struktūras pamatu veido Daugavas ieleja, Baltijas līdus ezera un Līdoras jūras līdzenumi, kas stipri pārvērdoti urbanizācijas procesa rezultātā. Lielākā daļa augsnes pilsētā veidojusās uz smilts nogulumiem. Tomēr augsņu spektrs, kas daudzējādī nosaka ingredientu migrācijas īpatnības, to ietekmi uz dzīvajiem organismiem, pilsētā ir ļoti daudzveidīgs. Šo daudzveidību nosaka kā dominējošie augsņu veidošanās procesi - podzolēšanas, brūnve-

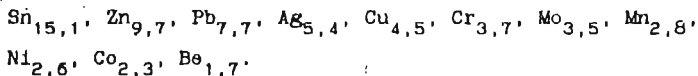
lu uzkrāšanās un glejošanās - maz pārveidotās augsnēs, tā arī tieša antropogēno faktoru ietekme. Pilsētas centrālās daļas parkos, skvēros, kā arī dzīvojamos masīvos lielākā daļa augsnes veidojušās uz uzbērtas materiāla, kurā radies cilvēkiem pārveidojot reljefu un uzvedot kūdras un augsnes maisījumu. Līdz ar to pilsētas centrā un tam piegulošajā teritorijā izveidojušies ļoti sarežģīti augšņu kompleksi un sakopojumi ar atšķirīgiem ģenētiskiem horizontiem un dažādu trūdvielu horizonta biezumu (5-70 cm). Ņemot vērā to, ka šīm augsnēm raksturīga neitrāla reakcija, salīdzinoši biežais trūdvielu horizonts veido savdabīgu ģeokīmisko barjeru, kas veicina piesārņojuma uzkrāšanos augšņu virskārtā.

Salīdzinoši citāda ainavu ģeokīmiskā situācija raksturīga pilsētas mazpārveidotās ekosistēmās - mežaparkos, pļavās, tīrumos un citur. Kā jau iepriekš tika atzīmēts, lielākā daļa augsnes pilsētā veidojusies uz smilts nogulumiem, kas no ģeokīmiskā viedokļa ir caurskalojami. Tā rezultātā viegli šķīstošās ķīmisko elementu formas tiek iznestas no augsnes profila, ja tehnogēnā plūsma savā ceļā nešķērso veselu virkni augsnes - ģeokīmisko barjeru. Rīgas augsnēm vistipiskākās ģeokīmiskās barjeras veido augšņu trūdvielu, iluviālais un gleja horizonts. Skābajās podzolētajās augsnēs, kuras sastopamas Rīgas mežos un mežaparkos, valdot oksidēšanās apstākļiem, virkne elementu (Pb, As, Se, Ni, Cr) veido vāji šķīstošus savienojumus, kuri uzkrājas kā humusa, tā iluviālajā horizontā [6]. Raksturīgs piemērs ir Mežaparks, kur augsnes iluviālajā horizontā uzkrājušies smagie metāli, ko savulaik atmosfērā izmeta Rīgas Superfosfāta rūpnīca [1].

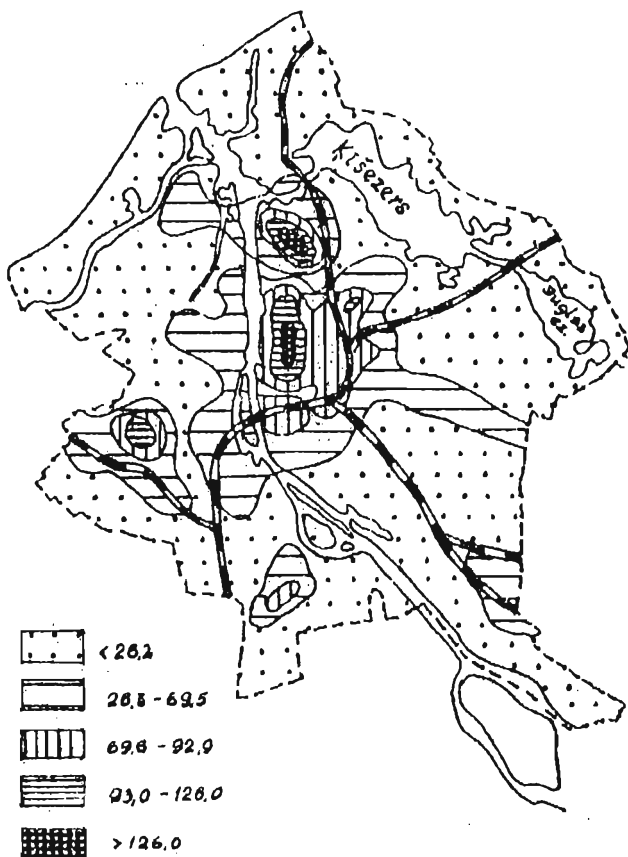
Rīgas periferiālā teritorijā sastopamas augstā un pārējās purva, kā arī trūdainās velēna gleja augsnes. Purva augsnēm ar augstu skābuma pakāpi raksturīgs, ka liela daļa elementu uzkrājas salīdzinoši viegli šķīstošās un līdz ar to dzīvajiem organismiem bīstamās formās [6]. Tie ir Pb, Cr, Ni, Co, Cu, Zn un Hg. Sevišķi aktuāla šī problēma ir Rīgas teritorijā izvietojušos dārzīņos, kur novērojama iepriekš ap-

rakstītā situācija. Situāciju vēl vairāk sarežģī apstākļi, ka parasti ķīmiskie elementi skābās augsnēs sastopami galvenokārt kustīgās formās, bet, mainoties augsnes reakcijai, kalķošanās, kā arī tehnogēnās (piemēram, Rīgas cementa un šifera kombināta) ietekmes rezultātā vesela virkne ķīmisko elementu (Co, Ni, Sr, Ba, Cd, Hg) kļūst mazkustīgi un uzkrājas augsnes virsējos horizontos [7]. Paskābinoties augsnes reakcijai, tie nonāk lauksaimniecības produktos. Līdz ar to varam secināt, ka no ekoloģiskā viedokļa raugoties, dārziņi pilsētas teritorijā jālikvidē, jo to produkcija kļūst bīstama cilvēku veselībai.

Analizējot sastādītās pilsētas eko-ģeokīmiskās kartes pārliecinoši radzams atsevišķu, kā arī summāro ģeokīmisko rādītāju saistība ar rūpniecības zonām un transporta maģistrālēm. Rīgas augsnēs izdalās vairāki atsevišķu elementu un arī polielementu tehnogēnie ģeokīmisko anomāliju lauki, kas būtiski atšķiras pēc intensitātes. Plašākā un tai pašā laikā viena no intensīvākajām ģeokīmiskajām anomālijām konstatēta pilsētas centrālajā daļā, kura saplūst ar Sarkandaugavas un VEF rūpniecības zonu anomālijas laukiem (4.att.). Pilsētas centrālās daļas ģeokīmiskās asociācijas formulu veido sekojoši elementi:



Saprotams, ka katrai konkrētai vietai formula ir atšķirīga. Tā, piemēram, svina koncentrācijas koeficients pilsētas centrālajā daļā pa atsevišķām etalonvielām mainās robežās no 4,4 līdz 16,7, cinkam - no 2,7 līdz 29,5. Atsevišķu etalonterritoriju ģeokīmiskajās asociācijās bez iepriekš minētajiem elementiem ietilpst vanādijs, volframs un citi ingredientī. Analizējot ģeokīmiskās asociācijas sastāvu redzams, ka to veido autotransporta darbībai (Pb, Zn) aparātu un radiotelekomunikācijām (Sn, Zn, Cu, Ni, Mo), mašīnbūves uzņēmumiem (Pb, Zn, Mo, Ni, Cu, Cr) un citām saimniecības nozarēm raksturīgi



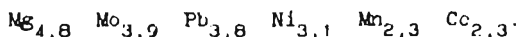
4.att. Elementu summārā koncentrācijas koeficienta (Z_0) izmaiņas Rīgas augsnēs

Ingredienti [2, 3, 5]. Ģeokīmiskais anomālijas lauks centrā kopumā ir ļoti sarežģīts, kas nedod iespēju konkrēti izvērtēt katra objekta piesārņojuma ietekmes zonu. Domājams, ka šādu augsnes piesārņojuma struktūru Rīgas centram nosaka

vairāki faktori. Kā viens no būtiskākajiem jāuzsver apstākļi, ka pilsētas centrālajā daļā paaugstināts atmosfēras piesāļošanas gaisa slāņa piesārņojums pastāv jau vairāk nekā gadsimtu. Ilgstošu laika periodu pilsētas centrā bija sakoncentrēts ne tikai biezs katlu māju tīkls, bet arī atsevišķi rūpnīcības uzņēmumi, kuru radītais piesārņojums augsnē saglabājies līdz mūsdienām. Pašreizējā periodā vēl darbojošās ne-lielās katlu mājas būtiski ietekmē augsnes ķīmisko sastāvu. Domājams, ka blīvi apbūvētās pilsētas daļās oīnka un citu ķīmisko elementu saturu augsnē palielina namu jumtu seguma korozijas process. Pats lielākais atmosfēras un līdz ar to arī augsnes piesārņotājs Rīgas centrālajā daļā ir autotransports. Maksimālais autotransporta piesārņojums konstatēts 25 m joslā gar brauktuvi, krustojumos, kā arī vietās, kur regulāri nenotiek gaisa apmaiņa; šķērsielās, pusslēgtos pagalmos u.c. Vietās, kur raksturīgs blīvs ielu tīkls, izveidojies viens kopējs augsta piesārņojuma oreols (piemēram, Ļeņina, Merķeļa ielas, Raiņa bulvāris). Kā liecina atsevišķu elementu teritoriālā izplatība, būtiski piesārņojuma koncentrēšanos un izkliedi pilsētas centrālajā daļā veicina ekoloģiski nepārdomātā pilsētas funkcionālā struktūra, kā arī pilsētas fiziogeogrāfiskās īpatnības. Pilsētas centru pakavveidē aptver rūpnīcības rajoni, kuru radītais piesārņojums, pateicoties Rīgas apbūves īpatnībām izklīdējās pilsētas centrālajā daļā.

Otra teritoriālā un intensitātes ziņā lielākā tehnogēnā anomālija konstatēta Sarkandauguvā (4.att.). Anomālijas lauks te ir tik plašs, ka ietver ne tikai rūpnīcības zonu, bet arī blakus esošos dzīvojamu namu rajonus, dārziņus un Mežaparku. Interesanti, ka anomālijas centrs ar augstākajiem elementu koncentrācijas koeficientiem izvietojies dārziņu un dzīvojamu namu rajonā dienvidrietumos no rūpnīcības zonas. Domājams, ka šādu ingredientu teritoriālo izplatību nosaka dažādu rūpnīcības uzņēmumu izmesto piesārņojumu koncentrācijās gaisa masu pārvietošanās rezultātā. Ķīmisko elementu daudzums dārziņu augsnēs jau vairākkārt pārsniedz maksimāli

pieļaujamo koncentrāciju (piemēram, svinam - septiņas un vairāk reizes). Piesārņojuma pakāpe kļuvusi šeit tik bīstama cilvēku veselībai, ka izvirzās jautājums par dārziņu atēdzamu likvidāciju. Dārziņu vietā jāierīko apstādījumi, kas veidotu zaļo ķili starp Sarkandaugavas rūpniecības zonu un pilsētas centru. Ģeokīmiskās asociācijas formula Sarkandaugavas rajonā ir šāda: $Ag_{14,5} Sn_{12,4} Zn_{9,0} Cr_{7,9} Cu_{5,8}$



Kā redzams, formulas pamatu veido tie paši elementi, kas pilsētas centrā, bet būtiski atšķiras to koncentrācijas, kas līdz ar to izmaina attiecīgo ingredientu vietu formulā. Sarkandaugavas augsnēs salīdzinājumā ar centru samazinājies autotransporta izplūdes gāzēm raksturīgo elementu (Pb, Zn u. c.) koncentrācija augšējā horizontā, toties strauji pieaudzis rūpniecības izplūdes gāzēm raksturīgo ķīmisko elementu daudzums (Cu, Mo, Cr u. c.). Sevišķi augsts līmenis ir sudrabam, kas izskaidrojams ar salīdzinoši zemo fona līmeni (0,06 mg/kg) un atsevišķu etalonvietu ļoti augsto piesārņojumu. Augšnes izpētes rezultāti apliecina, ka Sarkandaugavas rūpniecības rajons joprojām ekoloģiskajā ziņā pilsētā ir vissarežģītākais. Rīgas Elektromāšīnbūves rūpniecības, stikla rūpniecības "Sarkandaugava", finiera rūpniecības "Latvijas bērzs" izplūdes gāzes būtiski ietekmē ekoloģisko situāciju Mežaparkā [1], kur jau ilgstoši novērojama intensīva kokaudzes degradācija.

Ķīmiskā sastāva ziņā citādas ģeokīmiskās tehnogēnās anomālijas izveidojušās augsnēs VEF rūpniecības rajonā un ap TEC-1. Teritoriāli abi šie piesārņojuma oreoli saplūst ar pilsētas centra anomālijas lauku. Oreolu ķīmiskajam sastāvam raksturīgs polielementu raksturs. Jāatzīmē, ka uz kopējā salīdzinoši nedaudz paaugstinātā ķīmisko elementu daudzuma augsnē, ģeokīmiskā asociācijā izdalās atsevišķi ingredientī ar sevišķi augstu līmeni. Tā, piemēram, Rīgas vagonu rūpniecības un rūpniecības "Sarkanā zvaigzne" apkārtnē ir konstatēts

viens no lielākajiem molibdēna, bārija un citu elementu daudzumiem pilsētas augsnēs. Ķīmiskā sastāva ziņā vienkāršākas ģeokīmiskās anomālijas izveidojušās Pļavnieku un Šķīrotavas rajonos. Anomāli lielumi te novērojami daudziem elementiem: Yb, Y, Ni, Ba, Ca, V, Mo, Pb, tomēr to izplatība teritoriāli nepārklājas. Šādu anomāliju raksturu, domājams, nosaka epstāklis, ka salīdzinājumā ar iepriekš apskatītām teritorijām Šķīrotavas un Pļavnieku rajonos nav tik liela rūpniecības uzņēmumu koncentrācija. Būtiska nozīme Šķīrotavas apkārtnes piesārņošanā ir transportam. Vismazāk piesārņotās augsnes Rīgā Daugavas labā krasta daļā ir Mežciemā, Purvciemā, Juglā.

Daugavas kreisajā krastā lielākie augsnes piesārņojuma orelī konstatēti Bolderājas, Ilguociema, Imantas un Zasuļauka rūpniecības zonās, kā arī Tēlmaņa ielas, Vienības gatves un Jūrmalas Bolderājas šoseju apkārtnē, Autotransporta izplūdes gāzu rezultātā augsnes piesārņojums ar svini pie autotransporta maģistrālēm daudzos gadījumos pārsniedz 214 mg/kg (MFK - 32 mg/kg). Pārdaugavas augšņu piesārņojuma struktūrai kopumā raksturīgi salīdzinoši nelieli summārie elementu koncentrācijas koeficienti, bet tajā pašā laikā salīdzinoši augsts atsevišķu ingredientu daudzums. Domājams, ka tas izskaidrojams gan ar rūpniecības vēsturisko attīstību, to pašreizējo specifisko ražotni, gan ar dominējošo gaisa plūsmu pilsētā. Valdošo vēju ietekmēs rezultātā tehnogēnās piesārņojuma plūsmas tiek novadītas uz Daugavu vai izkliedējas tās pretējā krastā. Sprotams, lielu interesi izdzīvotājos izraisa Rīgas cementa un šifera kombināta ietekmes zona. Patiesām, minētās rūpniecības piesārņojums izkliedējas ļoti plašā teritorijā, ietverot arī Ganību dambja apkārtni. Piesārņojuma oreola centrālās koncentrācijas koeficienti Sn, Zn, Cu ir robežās no 20,0 līdz 40,0; Pb, Cr, Mo, CaO, MgO - no 3,0 līdz 20,0. Kā redzams, ģeokīmiskās asociācijas modeļu veido elementi (Zn, Sn), kas ir raksturīgi cementa putekļiem [8]. Salīdzinājumā ar Iona rādītājiem, augsnes

piesārņošanas pakāpe rūpnīcas apkārtnē ir ļoti augsta.

Pēc augsnes piesārņojuma kartēšanas rezultātiem (4.att.) redzams, ka atmosfēras piezemes gaisa slāņa piesārņojumam Rīgā kopumā raksturīga tendence pakāpeniski pārvietoties un izkliedēties pilsētas austrumdaļā. Tas izskaidrojams ar to, ka pilsētā, valdot ziemeļrietumu un dienvidrietumu vējiem, ingredientu tiek pārnesti austrumvirzienā. Līdz ar to austrumvirzienā ģeohimisko anomāliju lauku intensitāte samazinās pakāpeniskāk nekā rietumdaļā, kur šī pāreja ir ļoti asa. Minēto tendenci piesārņojuma izkliedē jāņem vērā, pārskatot rūpniecības objektu un termoelektrocetrāļu izvietojumu.

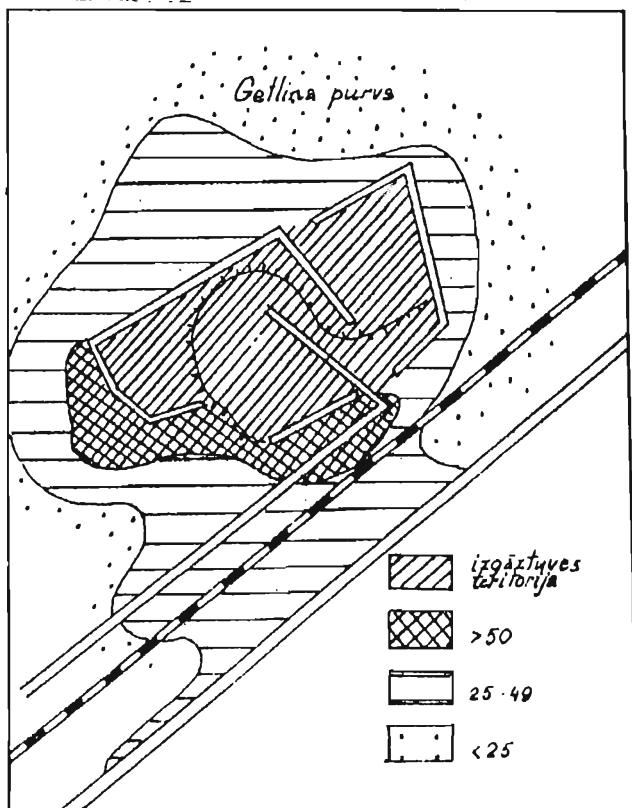
Rīgas teritorijā ir sastopamas vairākas, salīdzinoši plašas tehnogēnās anomālijas augsnēs, kuras nav saistītas ar atmosfēras piezemes gaisa slāņa piesārņojumu, bet ar ķīmisko elementu tiešu izkliedēšanu augsnē antropogēnās darbības rezultātā. Šajā sakarā sevišķi aktuālas ir divas problēmas: ķīmisko elementu ienešana augsnē, pirmkārt, tīrumu un dārzīņu mēslošanas rezultātā un, otrkārt, elementiem migrējot no rūpniecības un sadzīves atkritumu izgāztuvēm. Pašreiz vēl pārāgri izdarīt konkrētus secinājumus par augsnes piesārņošanu ar mikroelementiem tās mēslošanas rezultātā. Tomēr Spilves pļavas tīrumos novērojama paaugstināta B, Sr, Mn un oītu elementu koncentrācija, kuru teritoriālā izplatība nesaistās ar konkrētu rūpniecības objektu. Tajā pašā laikā, pēc zinātnieku pētījumu rezultātiem [9], tie ietilpst lielā daudzumā fosfora un kālija minerālmēslos.

Salīdzinoši spilgti iezīmējas tehnogēnās anomālijas ap pilsētas sadzīves un rūpniecisko atkritumu izgāztuvēm Dreilīņos un Getlīņos. Abas šīs izgāztuves ierīkotas purvos, kas nosaka arī elementu migrāciju. Iegūtie rezultāti liecina, ka augsnēs ap Getlīņu atkritumu izgāztuvi rādītāji daudziem elementiem ir 3-4 un pat vairāk reizi augstāki nekā fona apstākļos. No spektrālanalizē noteiktajiem 33 ķīmiskajiem elementiem un to savienojumiem 29 šajā teritorijā vairāk nekā

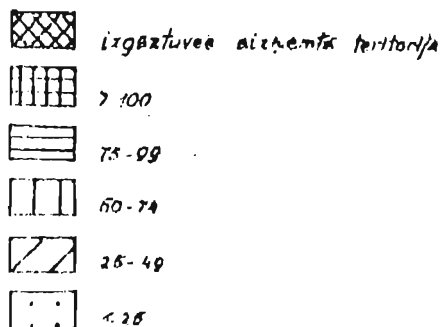
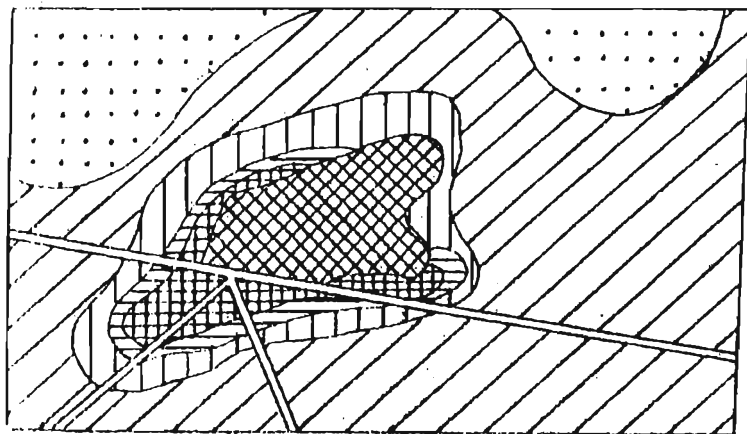
1,5 reizes pārsniedz reģionālā fona rādītājus. Visraksturīgākie ingredientī augsnē ap Getlīņu izgāztuvi ir Ti, Yb, Be, Pb un Sn, kas sastopami arī ap citām pētītām izgāztuvēm (8). Pētot ģeokīmisko situāciju Getlīņa purva rajonā, nepieciešams atzīmēt vairākus interesantus momentus, kas nosaka ķīmisko elementu migrāciju no izgāztuves. Tā kā izgāztuve ierīkota augstā purva malā, tad ūdens plūsma, kas virzās no augstā purva vidus, traucē elementu teritoriālo izplatību purva kupola virzienā. Savukārt purva mala, kur notiek strauja pārēja no kūdras purva augsnēm uz tipiski podzolētām vai vēlenu podzolētām augsnēm, veido savdabīgu ģeokīmisko barjeru un līdz ar to traucē elementu migrāciju dzelzoeļa virzienā. Par salīdzinoši labvēlīgo ainavas ģeokīmisko situāciju ap Getlīņu izgāztuvi liecina arī svina koncentrācijas teritoriālās izmaiņas augsnes virskārtā (5.att.). Tomēr, domājams, pati izgāztuve lielas ekoloģiskās problēmas rada, ietekmējot gruntsūdens ķīmisko sastāvu. Tas ir perspektīvā pētāms jautājums.

Salīdzinot Getlīņa izgāztuves apkārtni ar Dreilīņa izgāztuvi, jāatzīmē, ka ap pēdējo augsnes piesārņojums ir daudz lielāks. Tas arī daļēji saprotams, jo Dreilīņu izgāztuve, kaut arī pašreiz ilgstoši jau slāgta, tomēr kā piesārņojuma avots funkcionē ilgāku laika periodu. Arī ainavģeokīmiskā situācija ap izgāztuvi ir nelabvēlīgāka, jo apkārtņē nav izteiktas lineāras ģeokīmiskās barjeras. Kopumā piesārņojuma teritoriālo izplatību no izgāztuves raksturo svina koncentrācijas izmaiņas (6.att.) augsnes virskārtā. Kā redzams, vairāk nekā 1 km² lielā teritorijā tā daudzums pārsniedz maksimāli pieļaujamo koncentrāciju. Šajā sakarā nepieciešams pārskatīt teritoriālās ierobežošanu ap izgāztuvēm. Nekādā gadījumā nepieņemami piesārņotās augsnēs audzēt dārzeņus, kā tas bija raksturīgs līdz šim. No pašreizējā viedokļa šeit vajadzētu māk būtu ierīkot autostāvvietas, kuras no blakus dzīvojamajām mājām atdalītu speciāli atbūvētas kokaudzes. Tās atbilstoši ne vienmēr vien problēmu šajā teritorijā.

Augsnes ģeokīmiskās indikācijas rezultāti Rīgē iz-



5. att. Svina koncentrācijas (mg/kg) teritoriālais sadalījums augšējā virskārtā Gellīņu izgāzītuves apkārtnē



5 att. Svina koncentrācijas (mg/kg) teritoriālais sadalījums apgūnes virsmaistī Brellipū izgāznieka apkārtnē

dala daudzus ekoloģiskos konfliktareālus, kuru likvidēšana būtiski uzlabotu situāciju pilsētā. Šajā sakarā jāstrādā divos virzienos. Pirmkārt, atmosfēras piezemēs gaisa slāņa piesārņojuma samazināšanā. Otrkārt, pilsētas funkcionālās struktūras pārveidošanā. Tajā pašā laikā jāturpina detālāki ģeokīmiskie pētījumi pilsētā, lai noskaidrotu elementu migrāciju augsnē laika gaitā. Ne mazāk svarīgi veikt republikā ģeokīmiskā fona pētījumus pa konkrētiem augšņu tipiēm reģionālā aspektā. Tas dotu iespēju salīdzināt pētījumu rezultātus, kā arī izveidot vienotu monitoringa sistēmu republikā.

LITERATŪRA

1. O.Nikodemus, K.Ramans. Mežaparka pagātne, tagadne un nākotne// Zinātne un Tehnika.- 1989.- № 10.- 10.-12. lpp.
2. L.Schebek, K.H.Lieser, M.Höllwarth. Die Birne (Betula pendula Roth) als Bioindikator für Schwermetallimmissionen// Angewandte Botanik.- Hamburg, 1984.- N.5/6.- S. 475-482.
3. Свет Ю.Е., Смирнова Р.С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях// Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды/ Вопросы географии № 120.- М., 1983.- С.45-55.
4. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова.- Ленинград, 1985.- 181 с.
5. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами/ Под.ред. Григорян С.В.- М., 1982.- 111 с.
6. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР.- М., 1988, 325 с.
7. Солнцева И.П. Методика ландшафтно-геохимических исследований влияния техногенных потоков на среду// Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем.- М., 1981.- С.41-78.
8. Свет Ю.Е., Башарквич И.Л. и др. Геохимическая оценка

Влияния отходов на окружающую среду городов// Геохимические методы мониторинга.- Минск, 1980.- С.34-46.

9. Дубковський Г.П. О влиянии химизации земледелия на загрязнение почв// Геохимические методы мониторинга.- Минск, 1980.- С.153-158.

L. Lloptņa

(ZA Bioloģijas Institūts)

O. Nirkodemus

(Latvijas Universitāte)

BIOINDIKĀCIJAS REZULTĀTI RĪGĀ

Par vienu no būtiskākajiem ekoloģiskajiem faktoriem, kas nosaka biotas attīstību un funkcionēšanu, urbanizētā vidē kļūvis atmosfēras piesārņojums. Tāpēc ekologu vidū sevišķu uzmanību izraisa pētījumi par ingredientu ietekmi uz dzīvajiem organismiem, šīs ietekmes novērtēšanas metožu izstrādāšana, kā arī dzīvo organismu izmantošana piesārņojuma teritoriālās izplatības diagnostikā. Daudzās valstīs šī vien biežāk piesārņojuma instrumentālo registrāciju papildina ar bioindikācijas pētījumu rezultātiem. Bioindikācijas metodēm ir vairākas pozitīvas īpašības: 1) tās ir lētas un jēma salīdzinoši maz laika; 2) bioindikācijas rezultāti atspoguļo atmosfēras vidējo ilgtermiņa stāvokli; 3) pie atkārtotiem pētījumiem bioindikācija raksturo piesārņojuma pakāpes dinamiku pilnībā un citās apdzīvotās vietās [1]. Bioindikācijas pamatā ir organisma spēja uzkrāt audu šķidrā un cietā piesārņojošās vielas, kā arī bioloģiskās un fizioloģiskās izmaiņas populācijas līmenī [2].

Kā liecina pētījumu pieredze pasaulē, gaisa piesārņojuma pakāpes noteikšanā veiksmīgi var izmantot sūnās. Lielākā daļa sūnu ir ļoti vienas līdakatori, kuru izplatība noteiktās

cenozēs ļauj spriest ne tikai par vides mitruma apstākļiem, parības vielu daudzumu augsnē, augsnes reakciju, bet arī par tehnogēno ietekmi uz ekosistēmu. Sūnas spēj panest nelabvēlīgus vides apstākļus, taču tajā pašā laikā tās ir ļoti jutīgas pret piesārņojumu, konkrēti pret atmosfēras ķīmiskā sastāva maiņām. Šajā sakarā sūnas ātri atmirst vietās, kur atmosfērā daudz sēra, oglekļa dioksīda, kā arī smago metālu un fluoru savienojumu. Tādējādi pilsētās var izdalīt vairākas zonas, kas atspoguļo atmosfēras piesārņojumu šajā teritorijā. Zonas parasti izvietojas koncentriski, pie kam, to formu un izmērus (t.i., piesārņojuma izplatību) nosaka valdošo vēju virziens un stiprums [3]. Par pamatu piesārņojuma pakāpes novērtēšanai kalpo sugu inventarizācija pētāmā teritorijā. Pirmo reizi Baltijas republikās piesārņošanas pakāpes novērtēšana, izmantojot bioindikāciju, izdarīta Tallinā. Pētījumu rezultātā pilsētā izdalītas trīs piesārņojuma zonas [4]. Pirmā zona atrodas rajonā, kur ir daudz rūpnīcu, šeit ir maz epifītu. Sastop *Pylaisia polyantha* ar salīdzinoši zemu vitalitāti. Konstatētas *Amblystegium serpens* un *Brachythectum salebrosum*. Otrā zona ietver nelielas rūpnīcas, parkus. Uz koku stumbriem esošo sūnu pārklāšanās pakāpe un vitalitāte ir zemas. Sastop *Pylaisia polyantha*, *Leskeella nervosa*, retāk *Hypnum cupressiforme*. Trešā zona ietver dzīvojamās rajonus un parku masīvus. Epifītu sugām šeit laba vitalitāte, bieži sastop *Drepanocladus uncinatus*, *Anomodon longifolius*, *Dicranum scoparium*, *Homalia trichomanoides*.

Otrs būtisks faktors, kas paver plašas iespējas izmantot sūnas vides indikācijā, ir augu spējas augšanas gaitā kumulēt dažādas vielas, tai skaitā ingredientus. Šis apstāklis ļauj noteikt ne tikai vides degradācijas pakāpi atmosfēras piesārņošanas rezultātā, bet arī atsevišķu ķīmisko elementu nozīmi šajā procesā. Konstatēts, ka Šveicē svina saturs sūnās pēdējo simts gadu laikā pieaudzis vairāk nekā četras reizes. Cinku saturs sūnās Kanādā pie Monreālas kopš gadsimta sākuma pieaudzis piecas reizes. Pārēķinot procentos uz sausu svaru, noskaidrots, ka sūnas koncentrē daudz

vairāk elementu nekā citi augstākie augi [3]. J. Nikiforova [5] ir noskaidrojusi, ka automaģistrāļu tuvumā svina saturs augos ir 2-6 reizes augstāks nekā fona audzēs (maksimālais svina saturs konstatēts *Sphagnum sp.* - 145 mg/kg). Uz augnes augošās sūnās smago metālu saturs ir tāds pats kā augnes virskārtā [6].

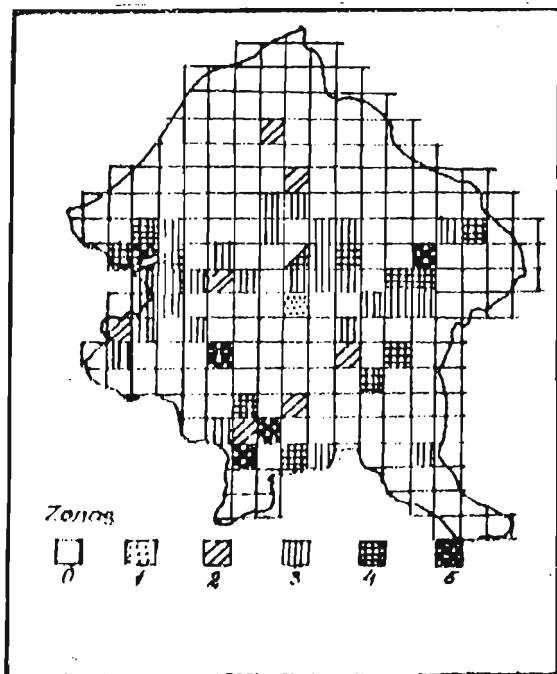
1987. un 1988. gadā pirmo reizi Rīgā veicām teritorijas brīolindikāciju. Teritoriāli pētījumi balstījās uz kvadrātu tīklu ar kvadrātu malas garumu 1,2 km. Atkarībā no teritorijas apbūves un apzaļumošanas struktūras, emisijas avotu izvietojuma katrā kvadrātā tika ierīkoti vairāki parauglaukumi, kuri līdz ar to vienmērīgi pārklāja visu pilsētu. Kā pētījumu objektu izvēlējāmies epifītu sūnu sugas, jo tām nav tiešas saskaršes ar augsni un līdz ar to tās vislabāk atspoguļo piezemēs gaisa slāņa piesārņojumu. Katrā etalonvietā veicām mināto sūnu sugu inventarizāciju. Sūnu floru parauglaukumā detāli novērtējām uz trim augošiem kokiem, kurus izvēloties, ņēmām vērā koku sugu, vecumu, fizioloģisko stāvokli, apgaismojumu un citus ekoloģiskos faktorus. Katrai epifītu sūnu sugai, izmantojot speciālu planšeti, noteicām projektīvo sējumu.

Etalonvietās tika ievākti sūnu paraugi gan priekš to sugu sastāva precizēšanas, gan priekš turpmākajām ķīmiskajām analizēm. Laboratorijā sūnu paraugus, tos pārpeļņojot un pēc tam apstrādājot ar slāpekļskābes un sērskābes šķīdumiem, ar atomabsorbēcijas spektrofotometru "Perkin-Elmer" noteikti vienpadsmit ķīmiskie elementi (Cu, Zn, Mn, Fe, Mg, Ca, Pb, Hg, Sr, Cd, Co) [7]. Sūnas tika analizētas atsevišķi pa sugām, kas dod iespēju novērtēt katras sugas spēju akumulēt ķīmiskos elementus. Lai varētu noteikt tehnogēno slodzi, tika izskaitļoti katram elementam anomālijas koeficienti. Šajā sakarā, kā fona rādītājus pieņēmām attiecīgo sugu sūnu ķīmisko sastāvu Kuldīgas un Pūrcas rajonos. Datu materiāla apstrāde tika veikta, izmantojot prof. I. Liepas algoritmus un programmas, LU Skaitļošanas centrā ar datoru CN-1604. Visbiežākais epifītu sūnu sugu skaits apsekotajos parauglaukumos konstatēts Ziepiņiekalnā, Mārupē, Zolitūdā.

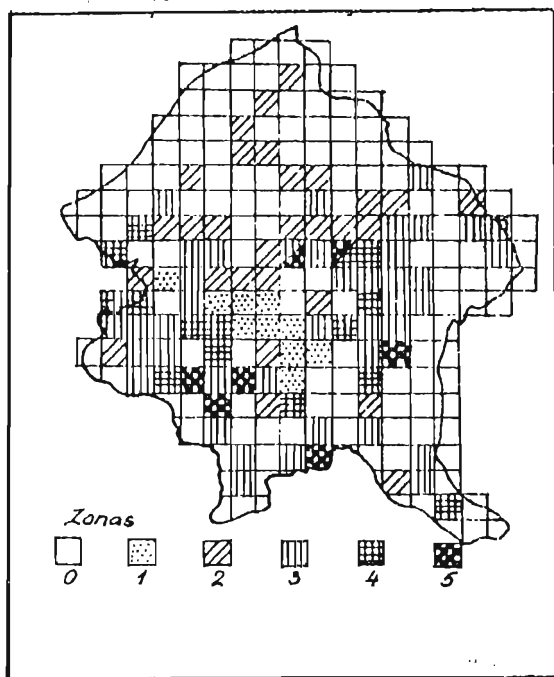
Pleskodālē, Kleistu mežā, Dreilīpos, Mežciemā un Jaunrūdiemā. Šie rezultāti pilnībā sakrīt ar augsnes ekoģeokīmiskajā kartēšanā izdalītiem nepiesārņotajiem rajoniem. Lielu projektīvo segumu šeit veido sekojošu sugu sūnas: *Hymnum cyperes-atiforme* Hedw., *Brachythectum rutabulum* (Hedw.) B., S. et G., *Brachythectum curtum* (Lindb.) Lindb., *Pylaisia polyantha* (Hedw.) B., S. et G., *Andlitzetium serpens* (Hedw.) B., S. et G. Kopumā visraksturīgākās epifītu sūnu sugas Rīgā ir parastā pilēzija, ciprešu hipns un īsvācelīšu ģints sugas. Vismazāk epifītu sugu novērojamas pilsētas centrā, Vecrīgā, Sarkandaugavā, Veomīlgrāvī, Bolderajā, Ilģuciemā, kā arī Juglā. Aplūkojot raksturīgāko sūnu sugu projektīvā seguma izmaiņas teritoriālā griezumā (7., 8.att.), redzams, ka šo epifītu izplatību nosaka vairāki faktori: teritorijas atrašanās attiecībā pret jūras līci, Daugavu un ezeriem (mikroklimats), sūnu augšanai piemērotu koku sugu sastopamība, atmosfēras piezemēs gaisa slāņa piesārņojums. Tā, piemēram, kopumā daudzos parauglaukumos lielu projektīvo segumu dod ciprešu hipns, bet tai pat laikā tas nav sastopams gar Rīgas jūras līci, kur atmosfēras piesārņojums ir daudz mazāks nekā rajonos (Šķīrotava, Pārdaugava) ar augstu piesārņošanas pakāpi, kur minētā suga ir salīdzinoši plaši pārstāvēta. Domājams, minēto tendenci nosaka kā teritorijas mikroklimatiskās īpatnības, tā arī apstākļi, ka šeit sugai nav piemērota substrāta, t.i., lapu koku - *Tilia cordata*, *Quercus robur*.

Salīdzinoši mazāku projektīvo segumu uz kokiem veido *Pylaisia polyantha* (Hedw.) B. Tomēr teritoriālā griezumā tā ir sastopama daudz plašāk un vienmērīgāk nekā citu sugu sūnas. Domājams, ka minēto likumsakarību nosaka faktors, ka parastaj pilēzijai ir lielāka ekoloģiskā valence, jo tā aug daudzveidīgākos augsnes apstākļos nekā citi epifīti. Tajā pat laikā minētā suga sūna ir ļoti jutīga pret izmaiņām atmosfēras ķīmiskajā sastāvā. Aplūkojot 8.att., redzams, ka minētā suga nav sastopama Sarkandaugavas un Šķīrotavas rūpniecības zonā, pilsētas centrā, mazā projektīvā segumā minētām sūnām uz kokiem parējās rūpniecības rajonos.

Rūpīgs jautājums, kas interesē daudzus ekoloģijas speciālistus par bioindikācijas, ir projektīvā seguma saistība ar sugu piesārņojuma pakāpi. Analizējot izskaitļotos koeficientus, novērojama zināma likumsakarība, kas izpaužas negatīvā korelācijā ($r = -0,67$) starp Co un Pb daudzumu parastajā pilāzīfā un šo sūnu projektīvo segumu. Iegūtie dati liecina, ka eksistē noteikts lielums kobalta un svina daudzumu sūnās, pēc kuras sākās biotas degradācija. Šajā virzienā vēlams turpināt pētījumus, kas dotu iespēju jau savlaicīgi konstatēt biotas degradācijas sākšanos, izmantojot biotiskās analīzes rezultātus.

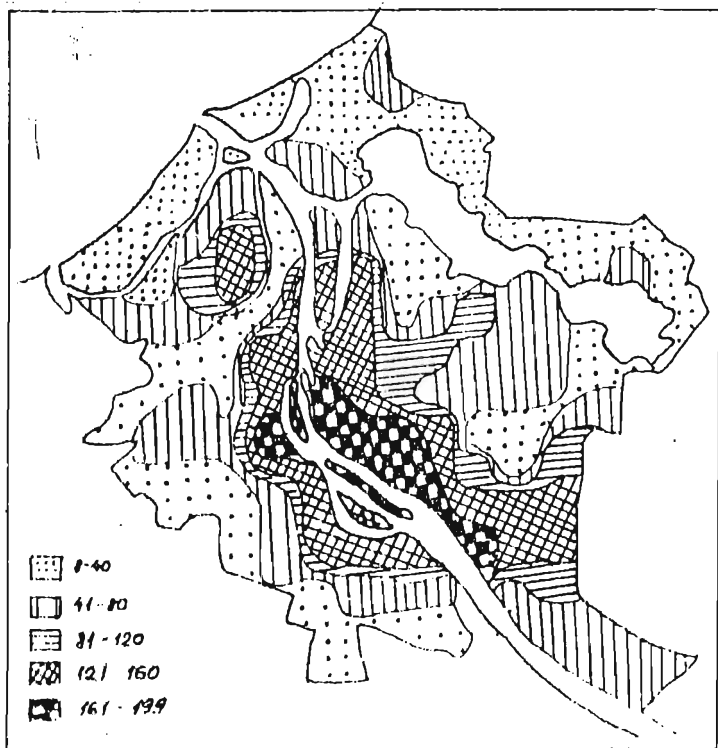


att. Sūnu sugas *Cladonia cyathoides* projektīvā seguma izmaiņas Rīgas pilsētā (0 zona - sūnu suga nav konstatēta)



8.att. Sūnu sugas *Pylactis polyantha* projektīvā sēguma izmaiņas Rīgas pilsētā (0 zona - sūnu suga nav konstatēta)

Analizējot ķīmisko elementu daudzuma izmaiņas teritorijā griezumā epifītu sūnās, novērojama interesanta aina. Aplūkojot svina kumulācijas intensitāti parastajā pilēzijā (9.att.), redzams, ka piektā, ceturtā un trešā piesārņojuma zonas ar svina saturu no 81,0-199,0 mg/kg sūnas, kas no 3 līdz 5 reizes pārsniedz lona rādītājus, pilnībā sakrīt ar Rīgas rūpniecības rajoniem un autotransporta magistralēm. Visaugstākais sūnu piesārņojums ar svini konstatēts pilsētas centrālajā daļā un Šķirotavā, nedaudz mazāks Sarkandaugava un Bolderajā. Šajā sakarā rodas jautājums, vai mēs vienmēr



Tab. 1. Svina daudzums (mg/kg) izmaiņas *Polyanthus* lapiņās atbilstoši Rīgā.

Atbilstoši novērtējam Rīgas rūpniecības uzņēmumu devumu pilsētas kopējā piesārņojumā? Labvēlīgāka situācija ir Zolitūdi, Kīšcietis un Kloistu meža apkārtnē, kur svina daudzums ir ārpus fona līmeņa.

Saprotams, ka viena elementa izplatība nodod pilnīgu priekšstatu par kopājo vides piesārņojuma situāciju pilsētā tāpēc pārājo ekoloģiski bīstamāko elementu koncentrācijas koeficienti izdalīti atsevišķi (5.tab.). Tabulā doti elementu minimālie un maksimālie anomālijas koeficienti pa mikroreģioniem, lai parādītu piesārņojuma pakāpes plašo diferenci-

Smago metālu anomālijas koeficientu (Ka) minimālās
un maksimālās vērtības Rīgas mikrorajonos
(*Pylatsta polyanthi* sūnās)

Mikrorajons	Co	Zn	Ni	Cd
	min max	min max	min max	min max
Pilsētas centrs	16,2 21,2	2,8 9,6	6,5 7,6	8,0 18,0
Bolderāja	5,5 15,5	2,6 25,4	1,0 7,6	15,0 32,0
Iļģuciems	20,0 29,0	2,8 13,3	5,2 13,8	4,0 15,0
Imanta	5,0 6,2	3,4 19,0	2,4 11,6	7,0 8,0
Āgenskalns	8,5 14,5	3,2 9,7	3,8 9,2	3,0 8,0
Ziemeļkalns	8,2 17,3	1,5 3,0	5,3 7,4	4,0 7,0
Šķirotava	14,0 27,5	1,7 9,5	6,6 13,7	14,0 17,0
Purvieņi	11,5 14,5	1,1 6,5	3,6 8,2	2,0 5,0
Mežciems	7,0 13,3	1,3 2,4	2,9 8,2	3,0 16,0
Jugla	7,0 12,5	7,5 25,1	3,6 5,6	9,0 19,0
VĪF apkārtnē	1,0 16,7	3,2 33,6	1,4 7,9	9,0 32,0
Sārkandugava	2,8 27,5	5,2 21,8	1,1 14,4	12,0 13,0

Bēlji. Analizējot anomālijas koeficientu rādītājus starp at-savišķiem elementiem, jāpievērš uzmanība vienam būtiskam apstāklim, kas jāņem vērā pie to ekoloģiskās bīstamības no-telēšanas. Kaut gan pilsētas apstākļos kopumā ļoti augsts anomālijas koeficients raksturīgs kobaltam un kadmijam, to

mār to absolūtās vērtības, pārrēķinot uz svara vienību, ir daudz reižu mazākas nekā niķelī un, it sevišķi, cinkam. Tā, piemēram, maksimālais lielums *Pylalsta polyantha* sugas sūnās Ni ir 18,9 mg/kg, Zn - 303 mg/kg, bet Cd - 3,7 mg/kg un Co - 13,9 mg/kg.

Izvērtējot anomālijas koeficientu izmaiņas teritoriālā griezumā, interesi izraisa piesārņojuma pakāpes diferenciācija kā lokālā, tā pilsētas mērogā. Lokālo diferenciāciju vislabāk parāda maksimālo un minimālo vērtību attiecība konkrētā mikrorajonā. Lielu attiecību parasti var izskaidrot ar kādu intensīvi darbojošos piesārņojuma avotu, kura izmestās dūmgāzes, putekļi pārklāj tikai nelielu daļu no mikrorajona. Kā redzams 5.tabulā, pilsētā kopumā ar augstu piesārņošanas līmeni izceļas Bolderaja, Ilguciemis, Šķirotava, VEF apkārtnē un Sarkandaugava. Salīdzinoši mazāk piesārņota ir Imanta, Purvciema un Āgenskalns. Pirmajos minētajos rajonos, kā arī Imantā un Purvciemā novērojama salīdzinoši liela piesārņojuma lokālā diferenciācija. Daudzos gadījumos tas ir izskaidrojams ar valdošo vēju virzienu. Tā, piemēram, Bolderajā augsts piesārņojuma līmenis ir rūpniecības zonā un tai pieguļošajās apkārtņās, bet tajās pašās laikā blakus esošos meža masīvos, pateicoties valdošo vēju virzienam, atmosfēras pieņemamā gaisa slāņa piesārņojums ir neliels. Līdzīga situācija ir arī citos rajonos.

Interesanta aina novērojama pilsētas centrā, kur kopumā raksturīgs augsts teritoriāli izlīdzināts piesārņojuma līmenis. Domājama, šādu savdabīgu situāciju nosaka vairāki faktori. Pilsētas centrālajā daļā sastopami daudzi lokālie piesārņojuma avoti ar salīdzinoši zemu ingredientu izmešanas augstumu, kas nosaka, ka ķīmiskās vielas izplatās salīdzinoši nelielā teritorijā. Galvenie izmešu avoti - ielas un automaģistrāles vienmērīgi un blīvi pārklāj centra teritoriju, kā rezultātā veidojas plašs piesārņojuma lauks. Tajās pašās laikā centra apbūves struktūra, kā arī pilsētas morfoloģiskā ainava kopumā neveicina atmosfēras pašattīrīšanos.

Lokālā aspektā maza diferenciācija novērojama arī Ziep

niekcalnā un Āgenskalnā, bet situācija te ir daudz savādāka, jo kopējais atmosfēras piesārņojuma līmenis ir salīdzinoši zems. Tas tikai liecina, ka šajos rajonos ekoloģiskā situācija ir labvēlīgāka. Daudzos gadījumos lielu lokālo piesārņojuma teritoriālo diferenciāciju mikrorajonā var izsaukt atsevišķi darbojošs objekts (piemēram, Jugla, Mežciems), kas lokālā aspektā rada paaugstinātu piesārņojuma zonu. Šīs zonas lielumu nosaka objekta darbības intensitāte, ingredientu izmešanas augstums, kā arī apbūves un apzaļumošanas struktūra, valdošo vēju virziens. Balstoties uz iepriekš teikto un iegūtajiem biogeokīmiskās indikācijas rezultātiem, redzams, ka piesārņojuma lokālā diferenciācija jāņem vērā kā piedzīvojamo masīvu izvietojuma, plānojot skolu, bērnudārzu, sporta laukumu atrašanās vietu, kā arī apzaļumošanas struktūras pilnveidošanā. Līdzīgi rezultāti iegūti, izmantojot arī pārējo sugu sūnas (*Hypnum cypresatiforme*, *Brachythecium gints* sugas). Tomēr nepieciešams atzīmēt, ka, salīdzinot metālu kumulācijas intensitāti atkarībā no konkrētās sūnu sugas, starp pētītām sugām Cu, Pb un Fe visvairāk akumulē parastā pilēzija, tai seko isvācelīšu ģints sugas, bet vismazāk tos uzkrāj ciprešu hipns.

Pirmie bioindikācijas rezultāti Rīgā parāda, ka šī metode dod pozitīvus rezultātus vides stāvokļa kontrolei. Kā pamatsugu bioindikācijā ieteicams izmantot parasto pilēziju.

Noslēgumā, kompleksi izvērtējot pētījumu rezultātus par ekoloģisko situāciju pilsētā, varam atzīmēt, ka pašreiz ļoti nelabvēlīgi ekoloģiskie apstākļi, kas raksturojas ar epifītu sūnu sugu skaitu, to projektīvo segumu samazināšanos, kā arī saglabājušās sūnās ļoti augstu ingredientu koncentrāciju, izveidojušies vairākos pilsētas rajonos: pilsētas centrā, Sarkanāugavā, VEF apkārtnē, Šķitrotavā, daļēji Boldorajā, Ilģuctemā un Juglā. Šajos rajonos nepieciešams stingri kontrolēt un noteikt katra piesārņošanas objekta devumu vides stāvokļa pasliktināšanā un uz to bāzes veikt konkrētus gan tehnoloģiskā, gan citā rakstura pasākumus, līdz pat at-

sevišķu ražotņu slēgšanai un pārprofilēšanai, lai uzlabotu ekoloģisko situāciju. Perspektīvā jāstrādā pie autotransporta kustības ekoloģizācijas, jo pašreiz daudzos rajonos (pilsētas centrs, Ķepina iela u.c.) vidē piesārņošanā tam ir noteicoša nozīme.

LITERATŪRA

1. Сортоцкий Дж. Геохимия окружающей среды. - М.: Прогресс, 1985. - 360 с.
2. Knutz G. Möglichkeiten der Bioindikation in der Landschaftsplanung. - Waldhygiene, 1980., Bd. 13, H.5-8. - S. 155-158.
3. Вирдуное А.А. Дрэннейшие на суше. - М.: Наука, 1984. - 241 с.
4. Кашукене Л., Тамм К. Мхи как индикаторы загрязнения атмосферного воздуха // Индикация природных процессов и среды - Вильнюс, 1976. - 42 - 43 с.
5. Никифорова Е.М. Свинцов в Лэншвифтах пригородных экосистем // Техногенные потоки веществ в ландшафтах в составе экосистем. - М.: Наука, 1981. - 68 с.
6. Логнеева О.М. Мхи как биоиндикаторы загрязнения городской среды тяжелыми металлами. Научн докл. // Вестн шк. Экол. н., 1987, № 8, 87 - 91 с.
7. Проже В.П. Аналитическая дегельно-обеспробиненная спектрометрия. - М.: Наука, 1976. - 113 с.

LĀTVIJAS ĀRSTS

Latvijas Ārstu biedrības
zinātnisks un informatīvs
izdevums

6/1991



ĶĪMISKO ELEMENTU KONCENTRĀCIJA *SPHAGNUM MAGELLANICUM BRID.* SŪNĀ LATVIJĀ

Tradicionāli vides stāvokļa kontrole balstās uz reģionālās un globālas monitorēšanas principiem, izmantojot stacionārus un pārvietojamus novērošanas punktus. Tomēr tie ne vienmēr sniedz vēlamu informāciju par vides piesārņojuma pakāpi. Tāpēc pasaulē aizvien lielāku nozīmi vides stāvokļa novērtēšanā ieņem bioindikācijas metodes, kas dod iespēju ne tikai izsekot piesārņojuma teritoriālai izplatībai atmosfērā, bet arī, balstoties uz iegūtajiem rezultātiem, ļauj optimāli izvietot stacionārus novērošanas punktus. Bioindikācijas pamatā ir organisma spēja uzkrāt audu šķiedrās un orgānos ingredientus, kā arī reģistrēt augos notiekošās bioloģiskās un fizioloģiskās pārmaiņas, mainoties vides kvalitātei.

Gaisa piesārņojuma pakāpes indikācijai daudzās valstīs sekmīgi izmanto augsto purvu ekosistēmas. No ģeoķīmiskā viedokļa augstie purvi ir izteikti autonomi veidojumi, kuros pamatieži netiek iesaistīti elementu migrācijā (1). Tāpēc ķīmiskās vielas, arī tehnogēnie sārņi, šais ekosistēmās uzkrājas tikai no atmosfēras. Kūdrai un sfagniem piemīt izcila spēja absorbēt daudzas vielas, to vidū arī smagos metālus. Balstoties uz purvu ekosistēmu izpēti, iespējams izdalīt tehnogēnās bioģeoķīmiskās anomālijas, noteikt to intensitāti un ķīmisko sastāvu, kā arī noskaidrot galvenos sārņavotus.

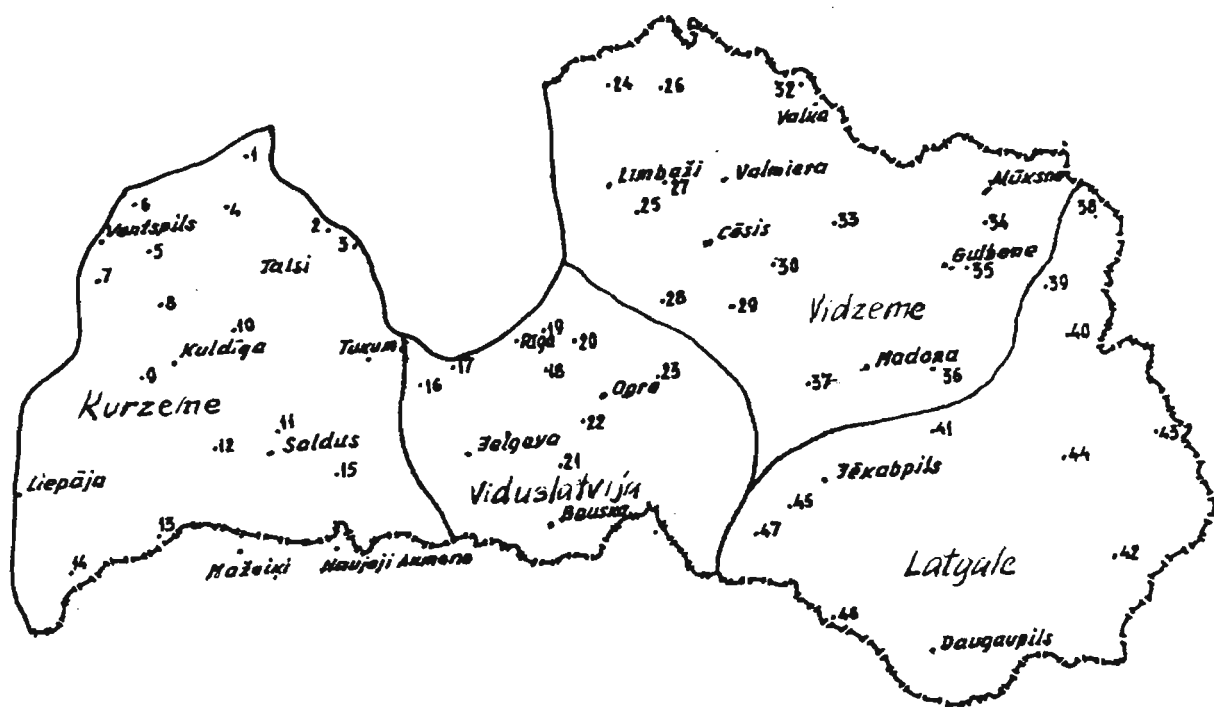
Latvijā augstie purvi sastopami gandrīz visur, izņemot Latgales augstieni un Zemgales līdzenumu. Tāpēc tie ir ļoti noderīgi objekti, lai noskaidrotu sārņu izkliedi atmosfērā Latvijā. Ar šādu nolūku 1989.gadā tika veikta augsto purvu ekosistēmās visbiežāk sastopamās sūnas *Sphagnum magellanicum Brid.* ķīmiskā sastāva izpēte un kartēšana. Pētījumos piedalījās Latvijas Universitātes, LZA Bioloģijas institūta, LRA "Silava" un R/a "Latvijas ģeoloģija" zinātnieki.

PĒTĪJUMU MATERIĀLS UN METODIKA

Sūnas *Sphagnum magellanicum Brid.* paraugi ievākti vasaras ekspedīcijas laikā 1989.gada jūlijā un augustā, kad, izmantojot Latvijas kūdras atradņu shematisko karti mērogā 1:100 000, tika apsekoti vairāk kā astoņdesmit augsto purvu. Atkarībā no purvu sugu sastāva, antropogēnās izmantošanas pakāpes un noslodzes tika izvēlēti piecdesmit purvi, no kuriem ievāca *Sphagnum magellanicum Brid.* sūnas paraugus ķīmiskā sastāva noteikšanai. Katrā purvā sūnas ievāca no trim 10 m² lieliem parauglaukumiem. Ievāktu sūnu garums bija aptuveni 8±2 cm (sūnu zaļā daļa). No trīs parauglaukumos ievāktiem paraugiem izveidoja vienu kopēju paraugu, kura masa bija 4-5 kg. Paraugi turpmāk tika ievietoti speciālos maisos, pāršķiroti un istabas temperatūrā izžāvēti līdz gaissausam stāvoklim. Pēc izžāvēšanas paraugus sadalīja divās daļās radiunklīdu un smago metālu

noteikšanai. Pēc sūnu paraugu sasmalcināšanas ķīmisko elementu koncentrācija tika noteikta Latvijas ZA Bioloģijas institūtā ar atomabsorbcijas (*Cu, Mn, Ca, Zn, Pb, Cd, Fe, Sr, Ni, Co*) un Fizikas institūtā ar neitronu aktivācijas (*Na, K, Ca, Sc, Cr, Fe, Co, Ni, Zn, Se, Br, Rb, Mo, Sb, Cs, Ba, La, Eu un Hg*) metodi. Turpmākajā darbā, novērtējot ķīmisko elementu daudzumu sūnās un kartēšanā, izmantotas *Zn, Ca, Fe, Co un Ni* vērtības, kas iegūtas ar atomabsorbcijas metodi.

Lai varētu noskaidrot ķīmisko elementu teritoriālās izplatības likumsakarības, katram elementam sastādīta kartoshēma, kur elementu koncentrācija *Sphagnum magellanicum Brid.* sūnā nosacīti iedalīta piecās klasēs. Nosakot piesārņojuma izplatības areālus, t.i., novelkot izolīnijas, tika ņemtas vērā ne tikai elementu absolūtās vērtības, bet arī potenciālo atmosfēras piesārņotāju atrašanās vieta, valdošo vēju virziens, reljefs un citi faktori. Lai varētu raksturot un salīdzināt atsevišķus Latvijas novadus, valsts teritorija nosacīti sadalīta četros reģionos - Kurzeme, Viduslatvija, Vidzeme un Latgale (sk. 1.zīm.). Katrā reģionā, kā arī Latvijā kopumā aprēķināti šādi atsevišķu elementu rādītāji: ķīmisko elementu koncentrācijas vidējais lielums, standartnovirze, variācijas koeficients. Paraugkopu vidējos lielumus salīdzināja, izmantojot rezultātu ticamības koeficientu (2).



1.zīm. Parauglaukumu izvietojums Latvijas augstos purvos un teritorijas reģionālais sadalījums.

VISPĀRĪGS ELEMENTU KONCENTRĀCIJAS NOVĒRTĒJUMS

Pirms veicam ķīmisko elementu teritoriālās izplatības analīzi, aplūkosim iegūtos rezultātus Latvijā kopumā un salīdzinājumā ar citu valstu vides stāvokļa izpētes rezultātiem. Kā liecina 1.tabula, ar atomabsorbcijas metodi noteiktie vienpadsmit elementi pēc to absolūtās vērtības sfagnos sadalās šādi: $Ca > Mg > Fe > Zn > Pb > Cu > Ni > Sr > Co > Cd$. Kā redzams, Latvijā sfagni ir bagāti ar kalciju, magniju un dzelzi. Visai daudz ir arī mangāna un cinka.

Par atsevišķu elementu teritoriālās izplatības likumsakarībām noderīgu informāciju sniedz paraugkopu standartnovirze (S) un variācijas koeficients (S%). Standartnovirze šai gadījumā pierāda lokālā un reģionālā piesārņojuma nozīmi katra elementa izplatībā. Vislielākie variācijas koeficienti Latvijā kopumā raksturīgi *Pb* (77.79%), *Ni* (64.48%), *Co* (66.95%), *Sr* (53.59%), *Mn* (48.36%). Domājams, ka, pirmkārt, šo elementu sadalījumā liela nozīme ir Latvijā un tās pierobežā esošiem sārņavotiem, kas tieši ietekmē Latvijas ekosistēmas. Otrkārt, aerosoliem, kas satur minētos elementus, raksturīgs lokāls un reģionāls izplatības areāls, kas rada lielu kontrastainību. Nelielas koncentrācijas amplitūdas raksturīgas *Cu* (S%=28.58%), *Mg* (24.76%), *Ca* (27.63%), *Zn* (37.0%), *Cd* (37.94%), kas liecina par minēto elementu vienmērīgu sadalījumu Latvijā.

Salīdzinot iegūtos rezultātus ar P.Pakarinenā un K.Tolonēna (3, 4) un A.Jevsejeva (5, 6) pētījumu rezultātiem (sk. 2.tabulu) par ķīmisko elementu koncentrāciju Zviedrijas un Somijas sfagnos, redzams, ka to vērtības ir atšķirīgas kā starp elementiem, tā arī starp reģioniem.

Pēc 2.tabulas redzams, ka Latvijā sfagnos ir relatīvi mazāka ķīmisko elementu koncentrācija nekā rūpnieciski attīstītās Somijas un Zviedrijas dienviddaļā, bet tai pašā laikā relatīvi vairāk nekā Skandināvijas ziemeļdaļas purvos. Tas nozīmē, ka vidējais atmosfēras piesārņojums Latvijā, Somijas un Zviedrijas centrālajā daļā ir aptuveni vienāds. Protams, ka atkarā no rūpniecības specifikas un citiem faktoriem novērojamas būtiskas atšķirības atsevišķu elementu sadalījumā. Tā, piemēram, Somijā un Latvijā purvu ekosistēmās sfagni satur daudz mazāk *Pb* nekā Zviedrijā. Savukārt *Zn* vidējā koncentrācija *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā ir 54.7 mg/kg. Salīdzinājumā ar Eiropas ziemeļu rajoniem purvu ekosistēmu piesārņojums Latvijā ar *Zn* ir divas reizes augstāks. Tas ir aptuveni tāds pats kā Somijas dienviddaļā. Savukārt Zviedrijas dienvidos sfagni satur divas reizes vairāk *Zn* (129.0 mg/kg) nekā Latvijā.

A.Jevsejevs un T.Krasovska (6) iesaka par fona līmeni izmantot aiz polārā loka augošos sfagnus, minot šādus rādītājus: (mg/kg) *Pb*-4.0, *Cu*-3.0, *Ni*-4.0, *Cl*-0.3, *Fe*-800, *Mn*-90.0, *Sr*-2.5, *Cr*-1.0, *Co*-0.5, *Zn*-20.0, *Li*-0.3. Salīdzinot šīs vērtības ar ķīmisko elementu koncentrācijas minimālajām vērtībām Latvijā, redzams, ka pie mums ļoti daudzos rajonos sastopami purvi, kur attiecīgo elementu koncentrācija nepārsniedz Eiropas ziemeļiem, tātad relatīvi tīrākiem reģioniem, raksturīgos lielumus. Līdz ar to Latvijā var izšķirt fona rajonus, kas pēc absolūtām elementu vērtībām ir aptuveni līdzīgi Eiropas ziemeļu rajoniem. Tas nozīmē, ka minētos rajonus ietekmē tikai globālie piesārņojuma pārneses procesi. Analizējot atmosfēras piesārņojumu Latvijā salīdzinājumā ar Skandināvijas valstīm, kopumā varam izdarīt šādus secinājumus.

Ķīmisko elementu koncentrācija *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā
Latvijas augstajos purvos (noteikta ar atomabsorbcijas metodi)

Elements	X	S	S%	Xmin	Xmax
Cu mg/kg	4.04	1.15	28.58	2.3	7.4
Mn mg/kg	155.78	72.79	48.36	132.0	396.0
Mg mg/kg	1.08	0.27	24.76	0.5	1.9
Cu g/kg	2.82	0.78	27.63	1.2	5.0
Zn mg/kg	54.66	20.22	37.00	24.0	132.0
Pb mg/kg	17.1	13.30	77.79	8.5	98.4
Cd mg/kg	0.36	0.13	37.94	0.1	0.8
Fe g/kg	0.74	0.35	46.88	0.28	2.0
Sr mg/kg	3.09	1.65	53.59	0.5	7.6
Ni mg/kg	3.60	2.47	68.48	0.5	16.9
Co mg/kg	1.89	1.26	66.95	0.2	4.9

X - vidēji Latvijā

S - standartnovirze

S% - variācijas koeficients

Xmin - zemākā atrastā koncentrācija

Xmax - augstākā atrastā koncentrācija

Ķīmisko elementu koncentrācija (mg/kg) Somijas, Zviedrijas (3, 4, 6) un Latvijas
Sphagnum magellanicum Brid. sūnā

Ele- ments	Somija			Zviedrija			Latvija			
	D	C	Z	D	C	Z	X	K	C	V
Cu	6.0	3.9	3.1	6.5	4.8	1.8	4.0	3.4	4.9	3.9
Fe	707	134	113	2880	890	-	740	800	840	630
Mn	109	449	351	85	44	46	155	115	159	155
Pb	27.9	10.5	6.4	101.0	64.0	4.0	17.1	15.9	26.7	14.8
Zn	41	33.4	19.6	129	65	-	54.7	54.7	51.6	52.2

D - dienviddaļa, C - centrs, Z - ziemeļdaļa, X - vidējais Latvijā, K - Kurzeme, V - Vidzeme

Latvijā atmosfēras piesārņojums vidēji ir tāds pats kā Zviedrijas un Somijas vidusdaļā, tai pašā laikā tas ir daudz mazāks par šo valstu lielo rūpniecības reģionu, t.i., dienvidu rajonu līmeni. Atsevišķos reģionos Latvijā (Dienvidrietumu Kurzemē un Viduslatvijā) ķīmisko elementu saturs sfagnos ir tāds pats kā rūpnieciski attīstītajos Skandināvijas rajonos.

ĶĪMISKO ELEMENTU TERITORIĀLĀ IZPLATĪBA LATVIJAS AUGSTO PURVU EKOSISTĒMĀS

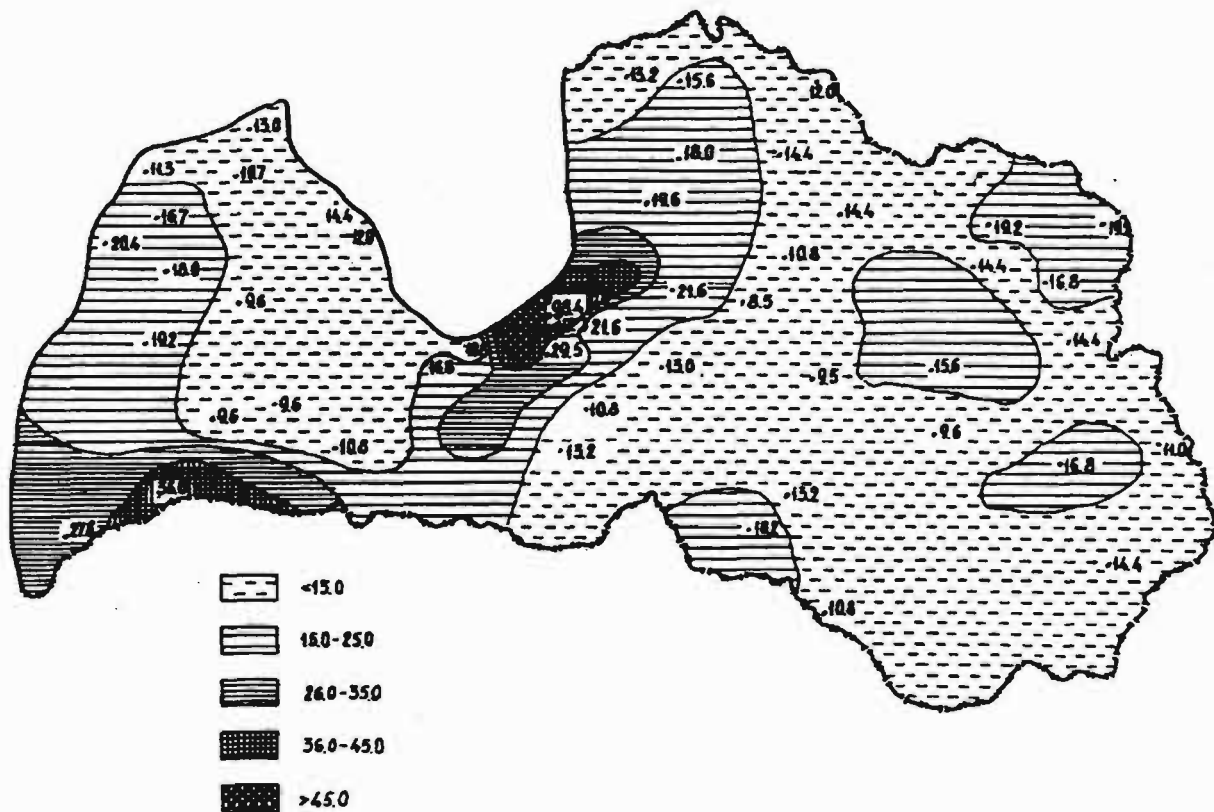
Gan pēc absolūtām vērtībām, gan relatīvi katra elementa koncentrācija atsevišķās Latvijas ekosistēmās ļoti variē, ko nosaka rūpniecības specifika un ražošanas intensitāte, sārņu izplatības raksturs un daudzi citi faktori. Turpmāk aplūkosim *Pb*, *Ni*, *Zn*, *As* un *Hg* teritoriālo izplatību, kas atspoguļo ingredientu izplatības kopējās tendences Latvijā.

Svins

Svins atmosfērā nonāk galvenokārt no antropogēniem avotiem: transportlīdzekļiem, elektroenerģijas ražošanas iekārtām un rūpniecības uzņēmumiem. Minētā sakarība nosaka arī svina teritoriālo sadalījumu Latvijā. Kopumā svins visvairāk ir Viduslatvijas purvu ekosistēmās ($V=26.7$ mg/kg). Pārējos Latvijas reģionos vidējais svina daudzums sūnās ir aptuveni vienāds (14.5-15.9 mg/kg). Vidējos lielumus salīdzinot, redzams, ka Viduslatvijas vidējā koncentrācijas vērtība būtiski atšķiras no Kurzemes ($t=6.39$, $t=0.05$, $V=23=2.07$), Vidzemes ($t=7.6$, $t=0.05$, $V=20=2.08$) un Latgales ($t=10.1$, $t=0.05$, $V=16=2.12$) attiecīgā rādītāja. Kurzemes, Vidzemes un Latgales paraugkopu vidējo lielumu vērtību starpībai ir gadījuma raksturs.

Svina paraugkopām Latvijas reģionos raksturīgi ļoti augsti variācijas koeficienti: Viduslatvijai-111.07%, Kurzemei-47.35%, Vidzemei-26.21%, Latgalei-22.85%. Variācijas koeficienta vērtības liecina, ka Vidzemē un Latgalē svina koncentrācijas teritoriālā sadalījumā nav izteikti anomālijas lauki. Kurzemē un it sevišķi Viduslatvijā svina anomālijas ir spilgti izteiktas (2.zīm.). Šais reģionos konstatējami divi plaši svina anomālijas lauki - Kurzemes dienvidrietumos un Rīgas apkārtnē. Kurzemes dienvidrietumos paaugstinātu svina koncentrāciju relatīvi plašā teritorijā rada vairāku vietējo emisijas avotu (Liepājas un Mažeikū rūpniecības uzņēmumu, Vaiņodes kara lidlauka, Brocēnu cementa un šifera kombināta) sārņu pārklāšanās ar reģionālās pārnesei ingredientiem no Rietum-un Ziemeļeiropas.

Otru anomālijas lauku veido Rīgas, Jūrmalas un Jelgavas rūpniecības uzņēmumu un transportlīdzekļu sārņi. Svina anomālijas laukam raksturīga novirze austrumu un ziemeļaustrumu virzienā, ko nosaka valdošo vēju virzieni Latvijas centrālajā daļā. Rīgas un reģiona radītais piesārņojums sasniedz Vidzemes augstieni. Kā jau iepriekš tika minēts, paaugstinātais svina daudzums augsto purvu ekosistēmās Rietumkursas un Vidzemes augstienē un it sevišķi to rietumnogāzēs liecina par elementa nokļūšanu tur ar globālajām un reģionālajām pārnēsēm. Līdz ar to pētījumi vēlreiz apstiprina LZA Bioloģijas institūta speciālistu secinājumus (7) par svina sastopamību aerosolos fona rajonos.

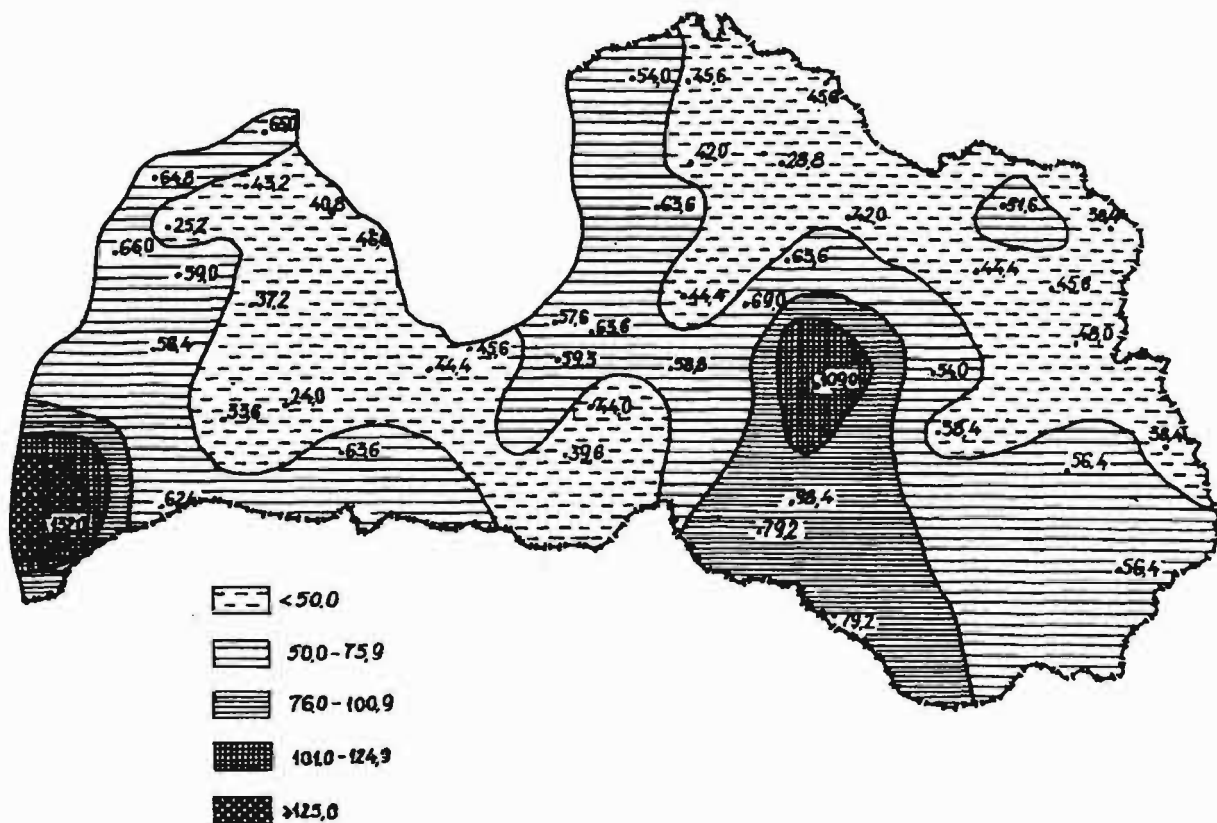


2.zīm. *Pb* koncentrācija (mg/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā (noteikta ar atomabsorbcijas metodi).

Cinks

Cinks raksturīgs tehnogēnām ģeokīmiskām asociācijām leģētā tērauda, krāsaino metālu, radiotehnikas, elektrotehnikas, mašīnbūves, laku un krāsu rūpniecības uzņēmumu tuvumā (8). Latvijā bez minētajiem uzņēmumiem potenciāli cinka sārņavoti ir autotransports, termoelektrocentrāles un katlumājas, būvmateriālu rūpniecības uzņēmumi (7). Analizējot cinka teritoriālo izplatību, jāievēro, ka degšanas procesos augstas temperatūras apstākļos rodas sīkdispersas daļiņas, kas no atmosfēras nosēžas ļoti lēni (7).

Visvairāk cinka ir Latgales un Kurzemes augsto purvu ekosistēmās (sk. 2.tabulu). Nedaudz mazākas vērtības konstatētas Viduslatvijas un Vidzemes purvu sūnās. Paraugkopu standartnovirzes reģionos ir šādas: Kurzemē-25.94 mg/kg, Viduslatvijā-9.11 mg/kg, Vidzemē-18.99 mg/kg, Latgalē-20.93 mg/kg. Vislielākā cinka koncentrācijas amplitūda raksturīga sfagniem Kurzemē un Latgalē, daudz mazāka - Viduslatvijā. Minimālā vērtība katrā reģionā ir šāda: Kurzemē-24.0 mg/kg, Viduslatvijā-39.6 mg/kg, Vidzemē-28.8 mg/kg, Latgalē-38.4 mg/kg. Tāpēc varam secināt, ka Viduslatvijā gandrīz visā reģionā raksturīgs augsts un teritoriāli stabils cinka piesārņojums. Samērā augsts minimālā *Zn* daudzums *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā konstatēts Latgalē, kas liecina par augsto reģionālo fona līmeni.



3.zīm. Zn koncentrācija (mg/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā (noteikta ar atomabsorbcijas metodi).

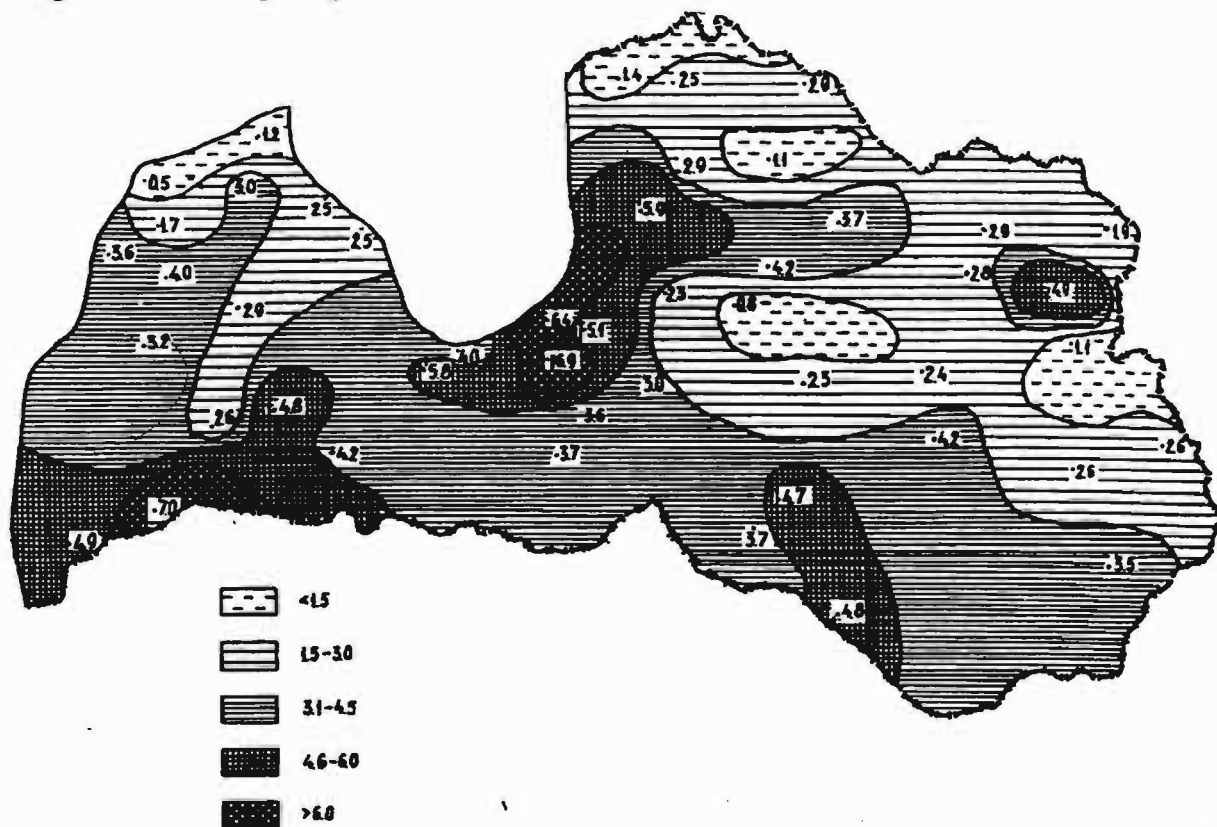
Minētās cinka izplatības tendences apstiprina elementa teritoriālās izplatības kartoshēma (3.zīm.). Palielināts cinka daudzums raksturīgs Latvijas dienvidrietumos un dienvidaustrumos, kā arī Vidzemes un Rietumkursas augstienē. Latvijas dienvidrietumos cinka bioķīmiskās anomālijas izveidošanās saistīta ar Liepājas rūpniecības objektu intensīvu atmosfēras piesārņošanu. Tāpēc piesārņojums vērojams pat 100 km lielā attālumā (7). Jēkabpils apkārtnē, domājams, atmosfēras piesārņojumu ar cinku rada vairāki vietējie rūpniecības objekti (Jēkabpils būvmateriālu un konstrukciju ražošanas apvienība, Liešanas mehāniskā rūpnīca), kā arī Līvānu rūpnīcas. Būtiska nozīme vides piesārņojumā ar Zn ir arī kara lidlaukam.

Bioģeoķīmisko anomāliju teritoriālais izvietojums Rietumkursas augstienē, Vidzemes augstienē, Vidzemes piekrastē un Latgalē liecina, ka ļoti daudz cinka nonāk Latvijā ar reģionālajām pārnēsēm no citām valstīm.

Niķelis

Niķelis raksturīgs tehnogēnām elementu ģeokīmiskām asociācijām, kas veidojas augsnē ap melnās un krāsainās metalurģijas, radiotehniskās, elektrotehniskās, mašīnbūves, ķīmiskās un cementa rūpniecības uzņēmumiem (8).

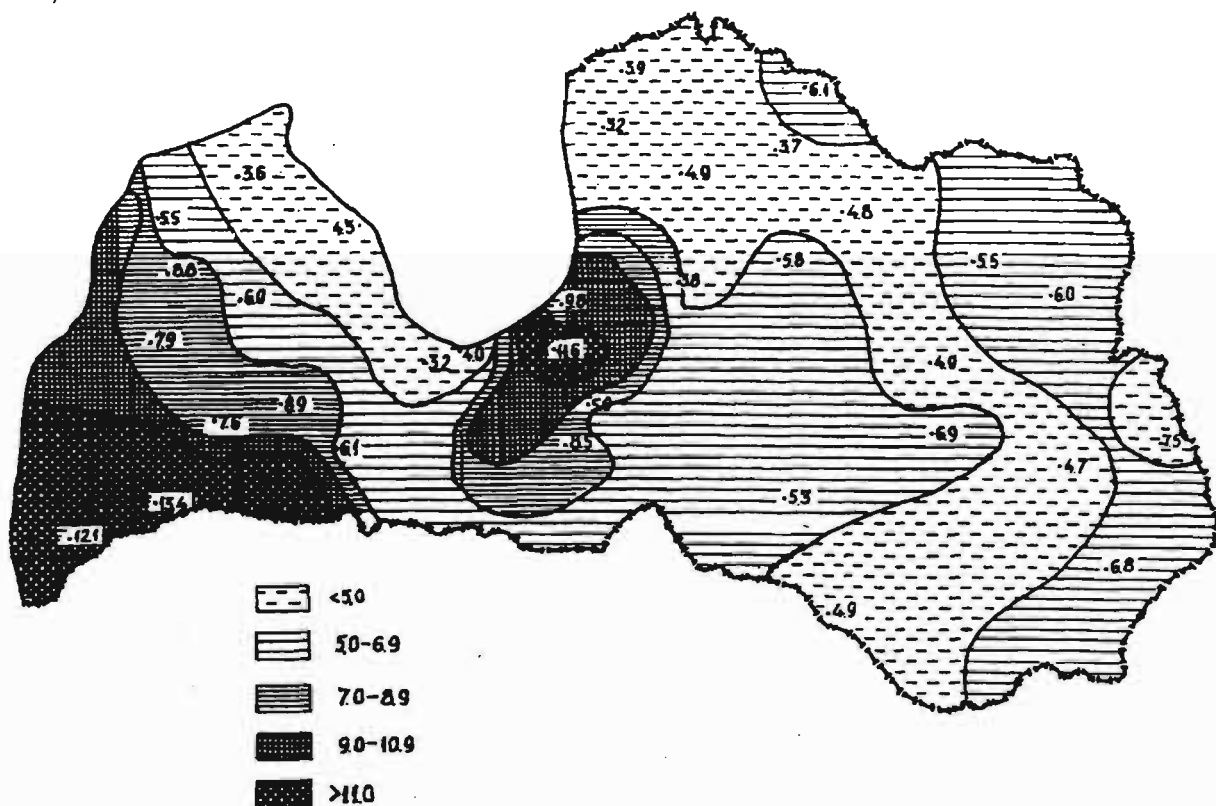
Latvijā (4.zīm.) atrastas vairākas niķeļa tehnogēnās bioģeokīmiskās anomālijas: Kurzemes dienvidos, Rīgas apkārtnē, Jēkabpils tuvumā un Austrumlatvijā. Visvairāk *Ni* satur Viduslatvijas augsto purvu ekosistēmas (6.06 mg/kg) (sk. 2.tabulu). Gandrīz uz pusi mazāk tas ir pārējo reģionu ekosistēmās. Tāpēc varam secināt, ka Viduslatvijas purvu ekosistēmās *Ni* augstās koncentrācijas ziņā izceļas uz pārējo reģionu fona. Novērtējot standartnovirzes un variācijas koeficientu atšķirības, redzams, ka vislielākais variācijas koeficients raksturīgs Viduslatvijā (74.77%), kam seko Kurzeme (49.96%), Vidzeme (47.72%) un Latgale (38.55%). Minimāla *Ni* koncentrācija *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā konstatēta Kurzēmē (0.5 mg/kg). Arī pārējiem elementiem Kurzemes ziemeļaustrumdaļā novērojamas zemākās vērtības, kas liecina, ka minētajā reģionā atmosfēras gaisa masas nesatur tehnogēno *Ni*. Maksimālā *Ni* vērtība Latvijā konstatēta Viduslatvijā - Getliņu purvā. Tas izskaidrojams ar rūpniecības uzņēmumu un citu sārņavotu augsto koncentrāciju Rīgā.



4.zīm. *Ni* koncentrācija (mg/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā (noteikta ar atomabsorbcijas metodi).

Hroms

Hroma koncentrācija Latvijas augsto purvu *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā ir 3.2-13.4 mg/kg. Minimālā koncentrācija Kurzemes austrumdaļā - Tīrelpurvā un Vidzemes piekrastē - Pāles purvā (sk. 5.zīm.). Maksimālā koncentrācija (13.4 mg/kg) reģistrēta Vaiņodes tuvumā. Hroms atmosfērā nonāk no uzņēmumiem, kas pārstrādā un lieto hroma vai tā savienojumus. Tie ir sērkociņu ražošanas, leģētā tērauda ražošanas, mašīnbūves, tekstilrūpniecības uzņēmumi u.c. (9). Ļoti daudz hroma izdalās, dedzinot akmeņogles (10). Hroms raksturīgs elementu ģeoķīmiskām asociācijām augsnē un augos ap precīzās mašīnbūves, elektrotehniskās rūpniecības, plastmasu un laku un krāsu rūpniecības uzņēmumiem (8). Latvijā visaugstākā vidējā hroma vērtība (7.7 mg/kg) konstatēta Kurzemē. Kurzemes dienvidrietumos ir teritoriāli plaša bioģeoķīmiskā anomālija, kur sūnu piesāņojums ar hromu vairāk nekā 4.1 reizi pārsniedz tā koncentrāciju Latvijā nosacīti tīrākajās - ziemeļrajonu purvos augošajās sūnās. Kaut gan Kurzemē hroma koncentrācijai raksturīgas gan ļoti augstas, gan arī zemas vērtības, tā variācijas koeficients paraugkopai ir tikai 39.88%, kas ir mazāks par attiecīgo rādītāju Viduslatvijā. Daļēji minētā tendence izskaidrojama ar to, ka Kurzemē paaugstināts hroma saturs raksturīgs ļoti plašai teritorijai. Analizējot potenciālos hroma sārņavotus Kurzemē, noteikti jāatzīmē rūpniecības uzņēmumi (metallurģiskā rūpnīca "Sarkanais metalurģis", kokapstrādes ražošanas apvienība "Baltija", Liepājas galantērijas kombināts, Liepājas ādu fabrika) un katlumājas Liepājā, kā arī uzņēmumi un katlumājas Mažeikos, Ventspilī un Kuldīgā.



5.zīm. Cr koncentrācija (mg/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā (noteikta ar neitronu aktivācijas metodi).

Otra bioģeoķīmiskā anomālija ar augstu hroma koncentrāciju *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā ir Rīgas un Jelgavas apkārtnē. Anomāliju izveidošanos šai reģionā noteikusi abu minēto pilsētu rūpniecības uzņēmumu darbība. Kaut gan valda uzskats, ka hroms atmosfērā aerosolos izplatās rupji dispersu putekļu veidā (11), tomēr tā teritoriāli plašā izplatība Kurzemes augstienēs, Vidzemes augstienē un Latgalē liecina par hroma un tā savienojumu tālo pārnesi, kas izskaidrojama ar to, ka daļa hroma savienojumu aerosolos sastopama arī sīkdispersu daļiņu veidā.

Arsēns

Arsēna tehnogēnās izcelsmes avoti ir rūpniecības uzņēmumi, kas ražo sērskābi, reaģentus, antiseptiskās vielas, minerālmēslus, kā arī katlumājas un termoelektrocentrāles, kas dedzināšanai izmanto akmeņogles, naftu, kūdru un degslānekļus (9). Arsēna daudzums atmosfērā pieaug ap stikla un stikla šķiedras rūpniecības uzņēmumiem. Daudzos gadījumos augsnē paaugstināts arsēna daudzums konstatēts ap ķīmiskās rūpniecības uzņēmumiem (8).

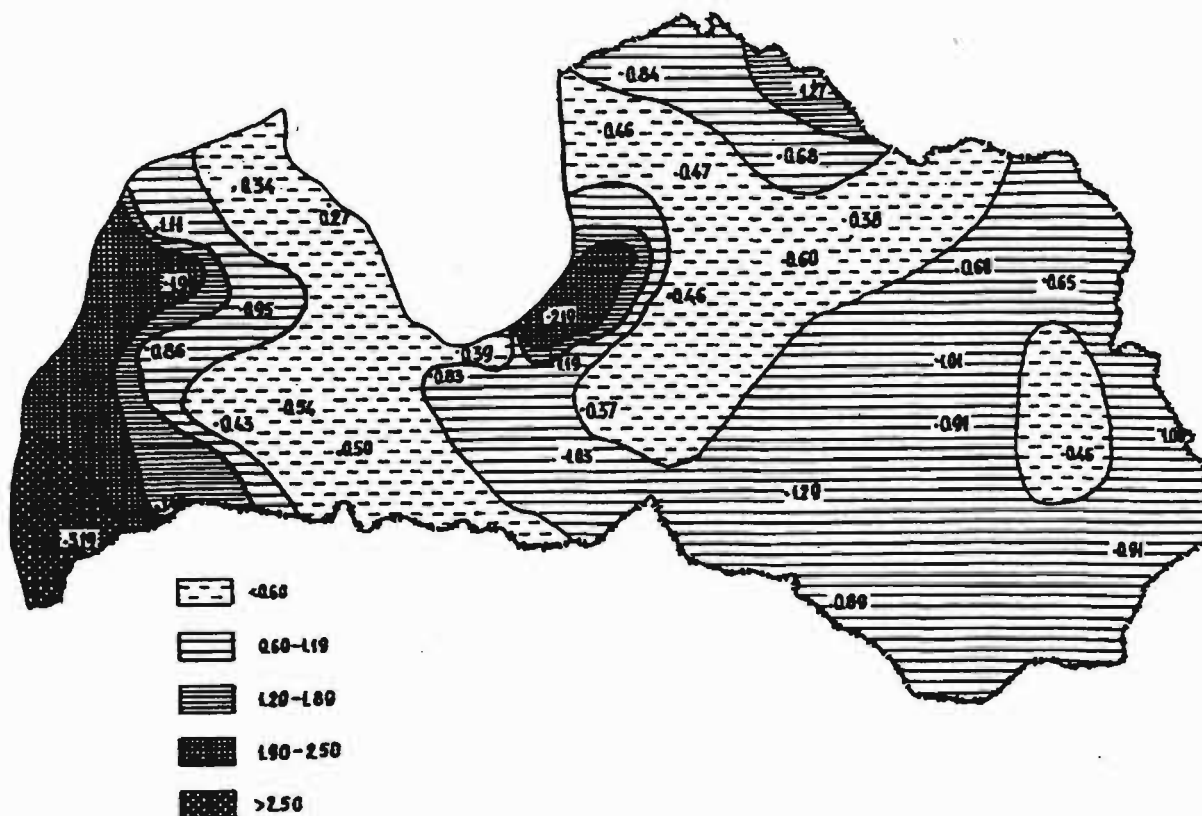
Latvijā arsēna daudzums *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā ir 0.27-3.19 mg/kg. Tas nozīmē, ka visvairāk ar *As* piesārņotā augstā purva ekosistēmas sūna pie Dunalkas satur 11.8 reizes lielāku koncentrāciju nekā sūnas Mazirbes apkārtnes purvos.

Aplūkojot vides piesārņošanu ar arsēnu, vidējie lielumi visaugstākie ir Kurzemē (1.04 mg/kg) un Viduslatvijā (1.00 mg/kg). Kurzemes dienviddaļā *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnas satur ļoti daudz arsēna (1.40-3.19 mg/kg). Augsts *As* līmenis raksturīgs purviem Ventspils tuvumā un visā Kurzemes rietumdaļā (sk. 6.zīm.). Tai pašā laikā Kurzemes centrālajā un austrumu daļā arsēna daudzums sūnās ir divas trīs reizes mazāks. Domājams, lielākie arsēna sārņavoti Kurzemē ir Liepājas un Ventspils rūpniecības uzņēmumi un katlumājas, jo to izplūdes gāzes satur arsēna savienojumus.

Augsts vides piesārņojums ar arsēnu konstatēts Viduslatvijā, kur atmosfērā daudz minētā elementa izmet Rīgas, Jelgavas un arī Jūrmalas uzņēmumi. Augstākā koncentrācija Viduslatvijā konstatēta purvā Jaunciema tuvumā, tātad piesārņojuma dominējošā izplatīšanās virzienā no Rīgas.

Vidzemē vides piesārņojums ar arsēnu nav tipisks. Lielākajā teritorijas daļā arsēna daudzums *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā nedaudz pārsniedz fona līmeni. Tomēr jāuzsver, ka paaugstināts arsēna daudzums raksturīgs Ziemeļvidzemē. Viens no potenciālajiem arsēna sārņavotiem šai apvidū ir Valmieras stikla šķiedras rūpnīca.

Latgalē arsēna koncentrācijai *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā raksturīgs stabils paaugstināts līmenis ($x=0.87$ mg/kg), jo tur ļoti daudzās pilsētās (Daugavpili, Līvānos, Jēkabpili, Rēzeknē) ir uzņēmumi un katlumājas, kas atmosfērā izmet arsēnu un tā savienojumus.



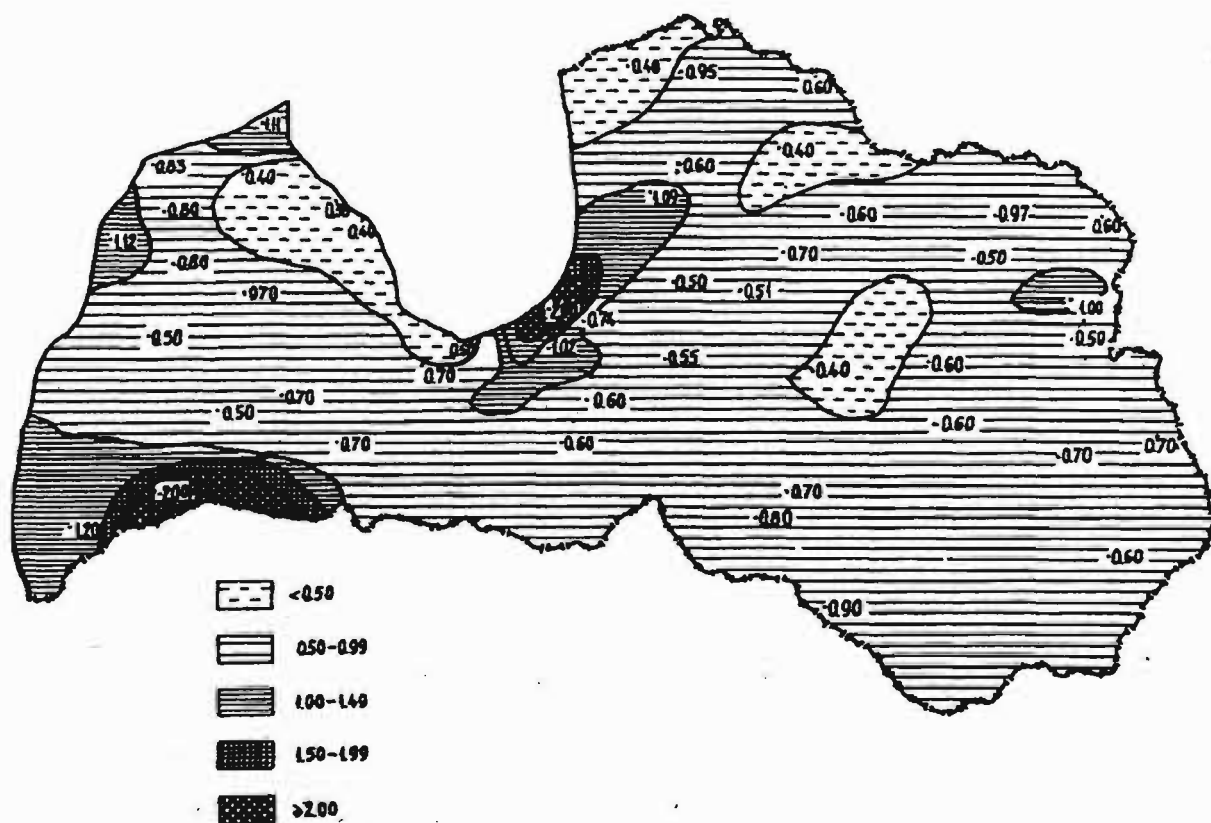
6.zīm. As koncentrācija (mg/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā (noteikta ar neitronu aktivācijas metodi).

Dzīvsudrabs

Dzīvsudrabs uzskatāms par vienu no toksiskajiem ķīmiskajiem elementiem, ko atmosfērā daudz izmet rūpniecības uzņēmumi, termoelektrocenārales un katlumājas. Hg ietilpst elementu tehnogēnās asociācijas augsnēs pie krāsainās metalurģijas, smagās mašīnbūves, plastmasu, organiskās sintēzes un cementa rūpniecības uzņēmumiem (8). Augos, kas aug piesārņotās vietās, uzkrājas daudz vairāk Hg nekā normālos apstākļos augošos. Sevišķi intensīva Hg akumulācija raksturīga ķērpjiem, burkāniem, sēnēm. ASV pilsētu parku sūnas satur 1.4 mg/kg dzīvsudraba. Somijā pie ķīmiskās rūpniecības uzņēmumiem ķērpji satur 36.0 mg/kg (10).

Latvijā *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Hg koncentrācija ir no 0.0027 līdz 0.0143 mg/kg. Visaugstākā vidējā dzīvsudraba koncentrācija konstatēta Kurzemē un Viduslatvijā (sk. 7.zīm.). Analizējot elementa sadalījumu, varam secināt, ka emisijas avoti, kas izmet atmosfērā dzīvsudrabu, atrodas Liepājā, Mažeikos, Naujoji Akmenē un Rīgā. Jāatzīmē, ka dzīvsudrabs aerosolos sastopams sīkdispersu daļiņu veidā, līdz ar to tā izkliede ir ļoti plaša. Atsevišķas dzīvsudraba bioģeoķīmiskās anomālijas ir Jēkabpils apkārtnē un Latgales austrumos. Hg, Rb, Cr, Se, Mg, Co, Ni un Pb paaugstinātās koncentrācijas iemesli sfagnos Latvijas austrumos perspektīvā ir pētāms jautājums. Analizējot ķīmisko elementu teritoriālo izplatību, Latvijā kopumā varam vērot vairākas polielementu tehnogēnās bioģeoķīmiskās anomālijas. Paaugstināta elementu koncentrācija *Sphagnum magellanicum*

Brid. sūnā raksturīga Liepājas (*Pb, Zn, Ni, Cr, Cs, Hg, As* u.c.), Mažeikū (*Pb, Zn, Ni, Fe, Hg, Cs, Rb, Br, Se* u.c.), Ventspils (*Pb, Zn, Mg, K, Cs, Rb, Br* u.c.), Brocēnu (*Mg, Ni, Se, Ba, Br, As*), Rīgas (*Pb, Fe, Cu, Ni, Co, Mg, Cs, Rb, As, Cr* u.c.), Valmieras (*Co, Se, Rb, Cs, Br, As*), Jēkabpils un Līvānu apkaimē (*Mg, Cs, As, Zn, Cu, Ni, Mn*).



7.zīm. Hg koncentrācija (mg/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā (noteikta ar neitronu aktīvācijas metodi).

SECINĀJUMI

1. Latvijas vides piesārņošanas kontrolei var sekmīgi izmantot augsto purvu ekosistēmā augošo *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnu, kas uzkrāj ķīmiskos elementus no atmosfēras. Izmantojot sfagnus, teritoriāli iespējams noskaidrot izkliedi visā Latvijas teritorijā, izņemot Latgales augstieni un Zemgales līdzenumu, kur minētais purvu tips nav sastopams.

2. Salīdzinot ķīmisko elementu koncentrāciju *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā un Zviedrijā, Somijā un PSRS ziemeļos, varam secināt, ka visu šo rajonu augsto purvu vidējais piesārņojums ar smagiem metāliem un citiem elementiem ir aptuveni vienāds, tai pašā laikā tas ir daudz mazāks par šo valstu attīstīto rūpniecības rajonu, t.i., dienviddaļas, piesārņošanas pakāpi.

3. Latvijas nosacīti nepiesārņotos rajonos (Ziemeļvidzemes un Kurzemes austrumdaļa) ķīmisko elementu koncentrācija sfagnos ir aptuveni tāda pati Eiropas ziemeļu rajonos, kas dod iespēju šos reģionus uzskatīt par fona rajoniem, kuros būtu iespējams kontrolēt sārņu globālo un reģionālo pārnesei.

4. Atkarībā no ķīmisko elementu koncentrācijas *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā varam izdalīt vairākus tehnogēnos oreolus.

Kurzemes dienvidrietumos un dienvidos elementu asociācijas ziņā izveidojies sarežģīts un teritoriāli ļoti plašs tehnogēnais oreols, kas radies, teritoriāli saplūstot un pārklājoties vairāku pilsētu (Liepājas, Brocēnu, Mažeikū, Naujoji Akmenes un Vaiņodes) rūpniecības uzņēmumu, katlumāju, transporta un kara aviācijas izmestiem sārņiem. Šai oreolā konstatētas atsevišķu elementu (*Cr, Fe, Sr, Zn, Ni* u.c.) maksimālās vērtības Latvijā.

Otrs tehnogēnais oreols Kurzemē izveidojies ap Ventspili, kur konstatēts augsts *Fe, Sr, Rb, Se, Br, As, Mg* u.c. elementu daudzums *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā.

Ļoti plašs un ķīmisko elementu sastāva ziņā sarežģīts tehnogēnais oreols izveidojies Viduslatvijā, aptverot Rīgu, Olaini un Jelgavu. Tehnogēnā oreolā raksturīga augsta *Pb, Cr, Fe, Sr, Cu, Ni, Rb, Hg, As* u.c. elementu koncentrācija.

Vidzemē tehnogēnais oreols ar augstu *Rb, Cs, Br, As* u.c. elementu vērtību konstatēts Valmieras un Cēsu rajonā.

Latgalē tehnogēnais oreols ar augstu *Rb, Cr, Sr, Cu, Ni, Rb, Cd* u.c. elementu koncentrāciju ir Balvu rajonā. Tehnogēnais oreols ar *Hg, Cs, As, Sr, Ni, Zn, Mn, Mg* u.c. elementu paaugstinātu koncentrāciju sūnā konstatēts Jēkabpils un Līvānu apkārtnē.

5. Rietumkurzemes un Vidzemes augstienē, kā arī Latvijas dienviddaļā konstatēta sārņu transreģionālā pārnese un izkliede no Centrālās Eiropas un Skandināvijas valstīm.

LITERATŪRA

1. Перельман Н.И. Геохимия ландшафта. 2-е изд.- М., 1975.
2. Liepa I. Biometrija.- R., 1974.- 336.lpp.
3. Pakarinen P., Tolonen K. Regional survey of heavy metals in peat mosses (*Sphagnum*).- *Ambio.*, 1976. Vol.5, N.1.- p.38-40.
4. Pakarinen P. Metal content of ombiotrophic *Sphagnum* mosses in NW Europe.- *Ann.Bot.Fennici*, 1981, Vol.18, N.4.- p.281-292.

5. Евсеев А.В. Изменения во времени фоновых концентрации загрязняющих веществ в различных природных объектах.- Вестник Московского университета. География. 1988, N.3.- с.72-78.
6. Евсеев А.В., Красовская Т.М. Аккумуляция тяжелых металлов в верховых торфяниках заполярья // Рациональное природопользование в районах избыточного увлажнения.- Калининград, 1989.- с.112-113.
7. Бериня Д., Калвина Л. Региональные фоновые выпадения соединений металлов в Латвийской ССР.- Рига, 1991.- 151 с.
8. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами.- Москва, 1982.- 112 с.
9. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов V-VIII групп.- Ленинград, 1989.- 592 с.
10. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях.- Москва, 1989.- 439 с.
11. Чубанов К.Д., Киселев В.Н., Бойко А.В. Природная среда зонах влияния промышленных центров.- Минск, 1989.- 180 с.

VISPASAULES LATVIEŠU ZINĀTŅU KONGRESS

Rīga, 1991. gada 12.-17. jūlijs

REFERĀTU TĒZES,
REFERENTU ADRESES UN
ĪSBIOGRĀFIJAS

4. SĒJUMS

EKOLOĢIJA UN MEŽZINĀTNE
ĢEOZINĀTNES

VIDES IETEKMES INTEGRĀCIJAS PROBLĒMĀS

Biosistēmu un vides daudzveidība nosaka ekometodoloģijas pamatnoteikumus. Firmkārt, par vides kvalitātes izmaiņām var spriest tikai attiecībā uz konkrētu populāciju, par atsaucē kritēriju izvirzot tos rādītājus, kas visjūtīgāk atspoguļo populācijas vitalitātes līmeni. Mūsu pētījumu objekts ir Rīgas iedzīvotāji, atsaucē kritērijs – saslimstība ar elpošanas slimībām. Otrkārt, vide jāraksturo kvantitatīvi un kompleksi. Ar to jāsaprot vienlaicīgi un iespējami lielāka vides faktoru „skaita” uzmērīšana. Mūsu gadījumā noteikts smago metālu saturs gaisā un augsnē dažādās Rīgas daļās. Treškārt, jānoskaidro vides faktoru fizioloģiskās ekvivalences līmeņi, atsedzot to, kādā virzienā (+ vai -) un cik intensīvi iedarbojas katrs pētitais faktors vai to grupas. Jāparedz iespēja noteikt dažādu faktoru līmeņus (koncentrācijas), kas fizioloģiski līdzvērtīgi iespaido pētāmo objektu un noteikt destrūjošo faktoru bistamības pakāpi. Ceturtkārt, ir jāintegrē kaitīgo faktoru kopējā ietekme, parādot, cik reizes tā pārsniedz fona līmeni dotajos apstākļos. Piektkārt, īpaša nozīme ir adekvātai fona līmeņa noteikšanai. Ir jāatceras, ka mūsdienas un it īpaši pilsētās vide ir izmainīta jau ilgāku laiku. Tātad ir jāreķinās, kā ar adaptīvo, tā ar kumulatīvo efektu. Tās nosaka, ka fonu ir jāsaprot kā dinamisku un kompleksu jēdzienu, kas mainās laikā un telpā. Lidz ar to kompleksā fona līmeni jāaprēķina atbilstoši konkrētā pētījuma apstākļiem. Sestkārt, ekoloģiskajai izziņai nav lokāls raksturs. Tādēļ ir jānodrošina vides kvalitātes indeksa (fona) salīdzināmība, lai dažādu populāciju un atšķirīgu destrūjošo faktoru kombinēšanās gadījumos viennozīmīgi noteiktu vides degradācijas pakāpi vismaz reģionālā mērogā (vides kvalitātes kartēšana). Referātā šie aspekti iztirzāti augšminētajā piemērā.

BIOGRĀFIJAS:

Liepa I. dzimis 1937. g. Tukumā. Bioloģijas zinātņu doktors (1976) ekoloģijas specialitātē. Profesors LLA.

Nikodemus O. dzimis 1954. g. Kuldīgā. Ģeogrāfs. Vec. pasniedzējs LU.

Dambe D. dzimusi 1964. g. Rīgā. Ģeogrāfe.

AUTORU ADRESES:

Liepa I. 229600, Latvija, Jelgava, Akadēmijas ielā 11, tel. 26143.

Nikodemus O. 226010, Latvija, Rīga, Alberta ielā 10, tel. 322627.

Dambe D. 229064, Latvija, Rīgas apriņķis, agrofirma “Ādaži”.

SMAGO METĀLU UN RADIONUKLĪDU DAUDZUMS AUGSTO PURVU EKOSISTĒMĀS LATVIJĀ

referātā parādītas 25 ķīmisko elementu koncentrācijas izmaiņas *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnās 50 augsto purvu ekosistēmās, kā arī radionuklīdu ^{90}Sr un ^{137}Cs daudzuma izmaiņas 33 augstajos purvos salīdzināta ar citās valstīs (Somijā, Zviedrijā, PSRS) iegūtajiem rezultātiem. Kartēšanas rezultāti parādīja elementu teritoriālās izplatības sfagnu sūnās ciešo saistību ar rūpniecības un militāro objektu izvietojumu, kā arī piesārņojošo vielu reģionālo pārneš. Republikas teritorijā izdalās divi reģioni (Viduslatvija un Dienvidkurzeme) ar augstu piesārņošanas pakāpi. Radionuklīdu teritoriālais sadalījums deva iespēju noskaidrot Černobiļas AES avārijas rezultātā atmosfērā izmesto radioaktīvo izotopu izsēšanos Latvijā.

BIOGRĀFIJAS:

Nikodemus O. dzimis 1954. g. Kuldīgā. Beidzis LU Ģeogrāfijas fakultāti 1981. gadā. Ģeogrāfs. Vec. pasniedzējs LU.

Filipovičs J. dzimis 1933. gadā Daugavpilī. Bioloģijas zinātņu kandidāts (1970) lauksaimniecības mikrobioloģijas specialitātē. ZRA "Ražība" laboratorijas vadītājs.

AUTORU ADRESES:

Nikodemus O. 226010, Latvija, Rīga, Alberta ielā 10, tel. 322627.

Filipovičs J. 226000, Latvija, Rīga, Strukturu ielā 14, tel. 553231.

ГЕОХИМИЯ ТЕХНОГЕНЕЗА

ТЕЗИСЫ! ДОКЛАДОВ

II

ВСЕСОЮЗНОГО
СОВЕЩАНИЯ

Геохимические аспекты техногенеза в городах
Приморской низменности Латвии

В Приморской низменности республики по функциональному назначению и масштабу находятся различные города Латвии. Здесь располагается один из самых крупных промышленных и портовых центров Прибалтики — г.Рига, портовый город Вентспилс и город-курорт Юрмала. Нами проведена эколого-геохимическая оценка состояния природной среды в этих городах. В Риге и Юрмале исследования велись с помощью площадного эколого-геохимического картирования почвенного покрова, в Вентспилсе — комплексными профилями. Работы выполнялись по методическим рекомендациям, разработанным ИМГРЭ.

Наши исследования показали, что на накопление и миграцию тяжелых металлов в городских экосистемах помимо техногенной нагрузки большую роль играют ландшафтные особенности территории.

Как известно, основу Приморской низменности в Латвии составляют равнины Литоринового моря и Балтийского Ледникового озера, которые пересекаются долинами больших рек. На большой территории Риги и в Центральной части Вентспилса ландшафт и почвенный покров сильно деформированы. В Юрмале и в периферийных частях выше отмеченных городов сохранился естественный ландшафт и почвы, которые характеризуются дюнным рельефом и болотными массивами.

В дюнном рельефе на вершинах дюн развиты типичные средне-сильно подзолистые почвы, а в междюнных понижениях — торфянисто-перегнойные сильно подзолистые песчаные почвы, часто с признаками оглеения. В результате образуется очень сложная геохимическая структура ландшафта.

При оценке техногенной нагрузки на ландшафт городов Приморской низменности необходимо учитывать некоторые геохимические аспекты миграции элементов.

Так, например, большое значение при аккумуляции техногенных химических элементов в сосновых лесах играет подстилка (горизонт- A_0), которая в дюнных массивах имеет мощность от 4 до 25 см.

Подстилка является четко выраженным ландшафтно-геохимическим элементом и служит существенным геохимическим барьером для многих химических соединений и элементов.

В промышленных районах г.Риги в подстилке содержание меди, свинца, хрома и других элементов в среднем в 1,5-3,0 раза больше, чем в горизонте A_1 и A_2 , и в 1,5 и более раз выше, чем в горизонте A_2 . В экологически чистых районах эта разница достигает не более 1,5 раза.

Подстилка не только сдерживает вертикальную миграцию техногенных элементов, но и значительно влияет на горизонтальное перемещение элементов.

В качестве примера приведем данные об изменении содержания меди, свинца, хрома и цинка в мг/кг в подстилке в зависимости от местоположения ее на дюнной гряде (таблица).

Как видно из таблицы, на всех профилях содержание меди, свинца, хрома и цинка (в мг/кг) в подстилке в зависимости от местоположения изменяется существенно. Больше всего элементов накапливается в междюнных понижениях (впадинах). Однако на 4 и 7 профиле эта закономерность не так четко выражена, как на профиле 2. Это можно объяснить тем обстоятельством, что 4 и 7 профили находятся на расстоянии до 2 км от действующих промышленных объектов, тогда как второй профиль расположен поблизости от бывшего Рижского суперфосфатного завода, который был закрыт в 1968 году.

Как показывают исследования, в городах Приморской низменности в подстилке накопление техногенных химических элементов идет более интенсивно, чем в почвах,

№№ про- фи- лей	Место отбора проб подстилки											
	Вершина				Склон				Впадина			
	Cu	Pb	Cr	Zn	Cu	Pb	Cr	Zn	Cu	Pb	Cr	Zn
2	7	8	24	-	48	30	54	15	48	44	54	130
4	24	20	17	22	38	30	25	130	38	20	54	130
7	38	20	54	130	30	20	31	130	48	20	31	130

где горизонт А₀ отсутствует. Поэтому при сравнении полученных результатов эколого-геохимического картирования почв это необходимо учитывать, особенно на территории Приморской низменности, где на молодых формах рельефа почвы находятся только в стадии формирования, а также в районах, подверженных интенсивной рекреационной деятельности, где подстилка уничтожена.

Сравнивая степень загрязнения почв в городах Рига, Вентспилс и Юрмала, необходимо отметить, что в результате высокой техногенной нагрузки в Риге и Вентспилсе дифференциации содержания тяжелых металлов по типам ландшафтов выражены слабо, тогда как в Юрмале интенсивность накопления и перераспределения химических элементов во многом определяется особенностями и структурой ландшафта.

Полиэлементные и моноэлементные геохимические карты, составленные по городам Приморья, убедительно показали наличие существенной связи техногенных ореолов с промышленными зонами и главными транспортными магистралями. При этом техногенные геохимические аномалии, образовавшиеся в результате автотранспортного загрязнения, имеют более локальный характер распространения, чем от промышленного.

Во всех трех городах Приморья наблюдаются интенсивные техногенные геохимические аномалии вокруг свалок. Самыми характерными инградиентами здесь являются свинец, стронций, иттербий, бериллий и др. Интенсивность и площади этих аномалий определяются не только размером свалок, но и ландшафтно-геохимическими условия-

ми района и продолжительностью накопления отходов.

Своеобразные техногенные геохимические аномалии бора, стронция, марганца и других химических элементов выявлены на сельскохозяйственных землях и огородах, которые образовались в результате интенсивного применения минеральных удобрений. Очень интенсивная аномалия цинка, меди, кобальта, марганца и других элементов прослеживается в Вентспилсе в районе порта, где происходит перегрузка химической продукции.

Результаты наших исследований в городах Приморской низменности показали, что экогеохимические исследования дают возможность оценить техногенную нагрузку на ландшафт. При этом при очень разнообразной ландшафтной структуре районов для определения коэффициента концентрации обязательно необходимо использовать региональный фон в зависимости от типов почв и ландшафтно-геохимических особенностей. Это дает выраженные техногенные геохимические аномалии, которые не фиксируются при использовании средних значений содержания химических элементов в почвенном покрове.

О.Никодемус, Я.Филипович

Стронций-90 и цезий-137 во мху высотных болот Латвии

Для уяснения количества радиоактивных осадков стронция-90 и цезия-137 на территории Латвийской Республики за последние 10 лет в 1989 году были отобраны пробы мха *Sphagnum magellanicum* Brid. из 33 высотных болот.

Результаты радиохимического анализа проб мха высотных болот свидетельствуют о том, что отобранный слой мха адсорбировал радионуклиды стронция-90 и цезия-137. Адсорбированное количество стронция-90 и цезия-137 во мху различных болот не одинаково. Эти различия вытека-

ют из двойкой природы радиоактивных осадков. Во мху накопились глобальные атмосферные радиоактивные осадки, которые возникли в результате ядерных испытаний и выпадали до 1986 года, так и радиоактивные осадки, образовавшиеся после аварии на Чернобыльской АЭС.

После аварии на Чернобыльской АЭС часть осадков, несущих радиоактивные вещества, достигла территории Латвии. Из них выпадающие радиоактивные осадки загрязнили территорию некоторых районов республики. Отличить эти радиоактивные выпадения от глобальных возможно по соотношению стронция-90 и цезия-137. В глобальных радиоактивных осадках стронций-90 и цезий-137 находятся в определенных соотношениях, а радиоактивные осадки, выпадающие после аварии на Чернобыльской АЭС, в начальном периоде не содержали изотопов стронция-90. Радиоактивные осадки, выпадающие после аварии на Чернобыльской АЭС, содержали около 60% цезия-137 и цезия-134 из общего нуклидного состава.

Глобальные радиоактивные выпадения в виде стронция-90 и цезия-137 покрывают равномерно почти всю территорию республики. Исключением являются возвышенности, где обычно выпадает больше метеорологических осадков, которые приносят на землю больше радиоактивных веществ. Соотношение стронция-90 и цезия-137 глобальных выпадений в торфяных глеевых почвах Латвии 1:5,5 до 6,5. Если это соотношение стронция-90 и цезия-137 перенести на мох, тогда явно видно, что большая часть территории республики загрязнена глобальными радиоактивными осадками со средним содержанием во мху стронция-90 800 пКи/кг и цезия-137 4400 до 4800 пКи/кг. Повышенное содержание стронция-90 во мху высотных болот Видземской возвышенности и окрестности Колка объясняется значительно большими ежегодными количествами метеорологических осадков по сравнению с остальными районами республики.

Анализ метеорологических осадков над территорией Латвии в период с 25 апреля по 25 мая 1986 года показывает, что в течение месяца осадки выпадали в от-

дельных районах республики 21 день и распределились по территории республики очень неравномерно. Больше дождей (> 10 мм в день) в первые дни после аварии на Чернобыльской АЭС выпало на западе Курземе (Курляндии) и восточной части Латвии. В районах, где выпало больше дождей, содержание цезия-137 во мху высотных болот увеличилось до 6000 пКи/кг, а в отдельных болотах даже до 13604 пКи/кг. Увеличенная степень загрязнения мхов высотных болот цезием-137 совпадает с районами повышенного загрязнения однолетних растений цезием-137 в 1986 году.

Данные радиохимического анализа мхов высотных болот на содержание радионуклидов показывают, что экосистемы высотных болот могут быть использованы для территориального картирования распределения радионуклидов.

В связи с аварией на Чернобыльской АЭС многократно увеличилось содержание цезия-137 во мхах *Sphagnum magellanicum* Brid. в Курземе (Курляндия), в северной части Видземе — в Алуксненском и Валкском районах. Увеличение содержания цезия-137 во мхах определило изменение направлений господствующих ветров и распределение метеорологических осадков после аварии на Чернобыльской АЭС в апреле и мае 1986 г.

МО ВНИИКАМ, г.Минск

Г.В.Новиков, Н.А.Капельщиков, М.Е.Фейгельман

Применение материалов дистанционной съемки при геоэкологическом моделировании

Ускоренные темпы индустриального строительства и урбанизации территорий, интенсификации сельского хозяйства, рост темпов добычи полезных ископаемых и целый ряд других видов хозяйственной деятельности чело-

LATVIJAS LAUKSAIMNIECĪBAS UNIVERSITĀTE
LATVIAN UNIVERSITY OF AGRICULTURE

MEŽA FAKULTĀTES

ZINĀTNISKI PRAKTISKĀS KONFERENCES

T Ē Z E S

FORESTRY DEPARTMENT

SCIENTIFICALLY PRACTICAL CONFERENCE

THESIS

JELGAVA-1990-JELGAVA

применимость метода.

Места сбора образцов выбрали в 5-и лесных экотипах, компонентой которых является *Pinus sylvestris*. Наименьшие концентрации изучавшихся тяжелых металлов были выявлены в экотипах *Stadnosa - calliposa* и *Vaccinioidei-sphagnosa*. Оба эти экотипа относительно свободны от вегетации нижних ярусов и имеют диффузное распределение кроен деревьев. Таким образом образцы мхов можно собирать в просветах между кронами, где осадки свободно, не задерживаясь другими растениями, попадают на мхи. Лесной опад, который может нести минеральные вещества, здесь минимален. Слои гумуса в верхних и средних частях почвы на мхи почвенными животными не попадают. Повышение концентрации тяжелых металлов были найдены в экотипе *Myrica*, где растения *Myrica* можно найти лишь под кронами *Pinus* или в непосредственной близости от них. В этом экотипе также наиболее густая вегетация нижних ярусов. На слое мхов также могут попасть минеральные вещества. Дополнительно вещества также могут попасть на мхи при вымывании из травянистых растений и лишайного лесного опада. Слои гумуса гниют, поэтому может происходить загрязнение частицами почвы. Средние уровни содержания металлов и растительного покрова были выявлены в экотипах *Vaccinioidei* и *Hylacomiosa*.

Проведенный анализ показывает, что биосиндикативное картирование тяжелых металлов при помощи мхов или других растений должно быть ограничено одним, строго определенным экотипом. Предпочтительно когда экосистема имеет малую сомкнутость кроен и мощные слои гумуса.

Проблема однообразия мест взятия образцов наиболее остра при реализации больших межгосударственных проектов.

Несмотря на то, что в данной работе определяли загрязнение тяжелыми металлами происходящее не только от заводов, но и от других источников, метод оказался достаточно чувствительным для выявления основных очагов загрязнения в Латвии. В других странах загрязнение обычно увеличено до такой степени, что дальнейшее загрязнение не имеет существенного значения. Целью (если, конечно, национальных или международных) исследований должно являться выявление этих основных очагов загрязнения.

KURZEMES DIENVIDU DAĻAS PRIEŽU MEŽU AUGŠŅU ĢEOĶĪMISKS RAKSTUROJUMS

THE GEOCHEMICAL CHARACTERISTIC OF *PINUS* FORESTS IN THE SOUTHERN REGION OF KURZEME

One of the tasks of the complex environmental assesment in the southern area of Kurzeme was to determine the geochemical features of soil. A total of 27 elements were measured in each soil layer by using the emission-spectral method...

Forest ecotopes, such as *Vacciniosa*, *Murtiollosa*, *Hylocomiosa* and *Murtiollosa-sphagnosa* in this part of Latvia are situated on typical podzol, humus-peat podzol, podzolized gley, gley and humic gley soil types, formed on sand, clay sands, sandy-clays. These different soil types determine the geochemical conditions for soils. The mean amounts of Mn, Ti, Ba, and Cu in soils of *Pinus* forests are less than global averages, but amounts of Cr, Pb and V are greater.

The humic layer has a significant role in the accumulation of many elements in *Pinus* forests (mean values: Pb - 29.8, Cu - 6.9, Cr - 12.1, V - 15.7, Mn - 502.0, Ba - 150.0 mg/kg). The coefficient of variation for Pb is less than 36%, but higher for other elements: Mn 17%, V - 81%, Ba - 61%, Cu - 58%, Cr - 12%. The variability in the concentrations of the elements in humic layer depends on soil layer thickness, and constituents of the detritus layer, forest type as well as atmospheric deposition.

The amount and concentration of elements in uppermost soil layer (0-10 cm) is higher than in deeper layers. On the other hand, the concentrations of V, Cr and Cu are higher in deeper horizons. A process of the formation of secondary barriers. The greater concentrations of elements (but not for Zn, Mn, Ti) in the deeper horizons. This is due to the texture and structure of these layers. The content and amounts of various elements in soil layers depend on different conditions of these forests, particularly near the surface.

In conclusion the mapping of the soil geochemical structure in Latvia must be based on the differentiation of soil types.

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ СОСНОВЫХ ЛЕСОВ В ЮЖНОЙ ЧАСТИ КУРЗЕМЕ

В рамках комплексной оценки экологического состояния сосновых лесов южной части Курземе позволилось изучение химических свойств почв. Анализирован спектральным способом в почвах по горизонтам определены содержания 17 химических элементов, в том числе Pb, Cu, Mn, Ni, Co, Rb и др.

В типах лесорастительных условий: брусничник, черничник, зеленячник и черничник - брусничник доминируют типично подзолистые, торфянисто-пегеогнойные подзолистые, подзолисто-плевые и плевоватые, а также дегново - плевые и плевоватые почвы на песке, супеске и суглинке. Разнообразный почвенный спектр здесь определяет геохимические условия формирования химического состава почв. В среднем содержания Mn, Ti, Ba и Cu в почвах сосновых лесов меньше кларкового содержания элементов, а Cr, Rb и V больше.

Большое значение при аккумуляции химических элементов в сосновых лесах играет подстилка (горизонт - A_0), которая в исследованных лесонасаждениях имеет мощность от 1 до 19 см. Подстилка является четко выраженным ландшафтно-геохимическим барьером для Pb, Cu, Mn, Zn и других элементов. В среднем подстилка сосновых лесов южной части Курземе содержит (в мг/г): Pb, 6,9; Cu, 1,4; Ni, 15,7; V, 65,0; Mn и 150,0; Ba. Для подстилки характерны различные амплитуды колебания концентрации химических элементов. Коэффициент вариации (V) Pb в горизонте A_0 не превышает 100%, этот показатель для Mn составляет 157%. В среднем содержание Mn, Ni, Cu, V и Ba в подстилке выше, чем в верхних горизонтах почв. Изменения содержания химических элементов в A_0 горизонте связаны с характеристиками самой почвы (площности и глубины подстилки), типа ее деструктивных условий, а также уровнем загрязнения окружающей среды.

Содержание и вариабельность в распределении химических элементов в почвенных горизонтах почв различна. Как показывают результаты исследований, Mn и Pb концентрируются в верхней части почвы и в значительной мере Cu и Zn в плевых горизонтах. Концентрация всех исследованных элементов, за исключением Zn, Mn и Pb, ниже кларкового содержания выявлена в плевых горизонтах, что, как известно, связано с их аккумуляцией в основном в верхних горизонтах почв. Разнообразный почвенный спектр, а также различные условия формирования почв обуславливают различия в содержании химических элементов в почвах южной части Курземе. Анализирован спектральным способом в почвах по горизонтам определены содержания 17 химических элементов, в том числе Pb, Cu, Mn, Ni, Co, Rb и др.

Особенно высокий уровень загрязнения выявлен в окрестностях города
Можейки.

Исследования лесных почв показали, что при почвенно-
геохимическом картировании расположения пробных площадей по территории
Латвии необходимо руководствоваться типами почв.

LATVIJAS LAUKSAIMNIECĪBAS UNIVERSITĀTE
LATVIAN UNIVERSITY OF AGRICULTURE

MEŽA FAKULTĀTES

ZINĀTNISKI PRAKTISKĀS KONFERENCES

T Ē Z E S

FORESTRY DEPARTMENT

SCIENTIFICALLY PRACTICAL CONFERENCE

THESIS

JELGAVA-1990-JELGAVA

KĪMISKO ELEMENTU KONCENTRĀCIJA
SPHAGNUM MAGELLANICUM BRID. SŪNA LATVIJĀ

CHEMISTRY OF THE MOSS
SPHAGNUM MAGELLANICUM BRID. IN LATVIA

During 1989, over 80 raised bogs in Latvia were sampled. Fifty bogs were chosen for sampling of *Sphagnum magellanicum* Brid. based on their species composition, anthropogenic influence and location in relation to pollution sources. Samples were analyzed for Cu, Mn, Mg, Ca, Zn, Pb, Cd, Fe, Sr, Ni using AAS and for Se, Cr, Co, Zn, Fe, As, Br, Rb, Mo, Sb, Cs, Ba, La, Eu, and Hg using NAA.

The highest level in pollution in Latvia was determined to be in the South West, due to sources in Liepāja and Mažeikija as well as the Riga area.

Locally high concentrations of individual elements (As, Cr, Se, Co, Ni etc.) were found at Brocēni, Valmiera, Jēkabpils, Līvāni and other cities. Higher concentration on the West Kurzeme upland, Vidzemes Central upland and the bay of Riga coast are associated with regional wind currents from Northern and Western Europe. There is a tendency for moss collected from wind facing sides at uplands to have higher concentrations the opposite sides. The lowest concentrations were found in North Vidzeme and the eastern part of Kurzeme, where the levels were similar to northern Europe.

Comparison of results with data from Sweden and Finland indicates that the pollution in Latvia is not as high as the industrial areas of Southern Scandinavia. The level of pollution in Latvia is similar to that of Central Sweden and Finland. At the same time, differences in the concentrations of specific elements close to industry in Latvia indicated.

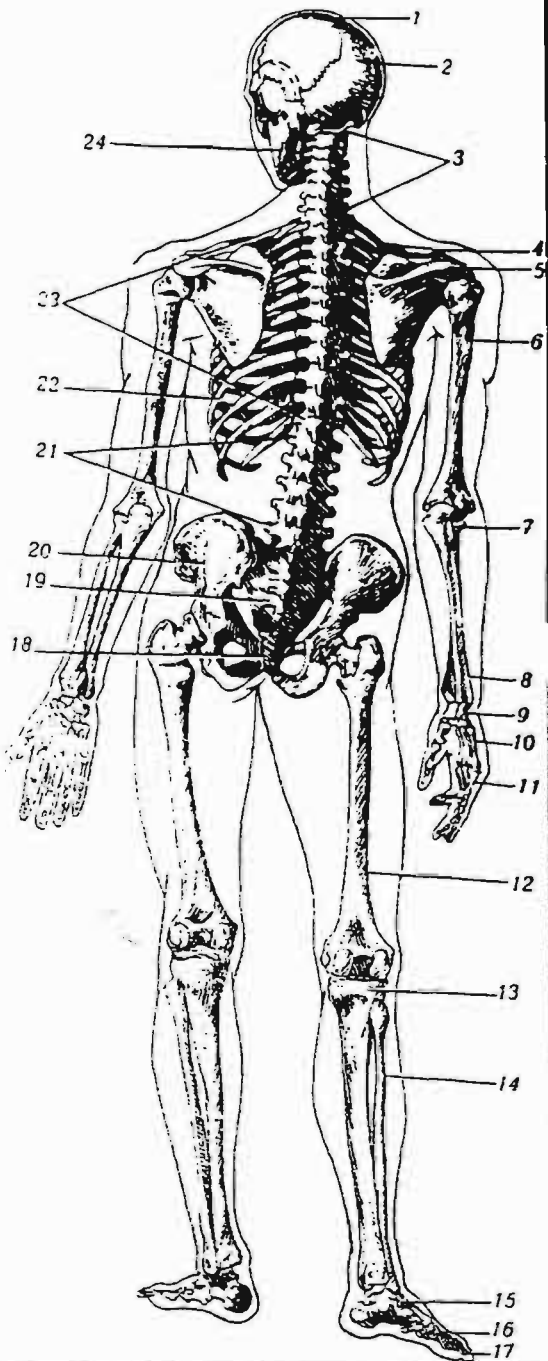
СОДЕРЖАНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ ВО МХЕ *SPHAGNUM MAGELLANICUM* BRID. НА ТЕРРИТОРИИ ЛАТВИИ

В 1969 году были проведены экологические исследования более 50 верховых болот Латвии. В зависимости от их видового состава, антропогенной нагрузки и местонахождения из 50 болот были взяты пробы мха (*Sphagnum magellanicum* Brid.). Для определения содержания Cu, Mn, Mg, Ca, Zn, Pb, Cd, Fe, Cr, и Ni использовался атомно-абсорбционный метод, Se, Sr, Zn, Fe, As, Br, Rb, Mo, Sb, Cs, Ba, La, Eu и Ne — нейтронно-активационный.

Самый высокий уровень загрязнения экосистем верховых болот констатирован в юго-западной части Латвии, в зоне воздействия загрязнения крупных промышленных городов — Лиепая и Маженкяи, а также в окрестностях Риги. Локальные биогеохимические аномалии Se, Ni, Zn, Pb и других элементов выделяются вокруг городов Егренец, Балмаза, Екабпилс, Лигани и других. Аномалии, обнаруженные на Западно-Курземской возвышенности, на Центрально-Видземской возвышенности и на восточном побережье Рижского залива, связаны с переносом загрязнения из стран Северной и Западной Европы. Причем на западных склонах возвышенностей содержание элементов в *Sphagnum magellanicum* более высокая, чем в болотах на восточных склонах.

Сравнительный анализ содержания химических элементов в образцах *Sphagnum magellanicum* показал, что в Латвии этот мох содержит в среднем меньше ингредиентов, чем образцы из промышленно развитых районов Финляндии и Швеции и соответствует образцам из центральных районов этих стран. В распределении отдельных элементов наблюдается существенные различия, зависящие от специфики промышленности и других факторов.

LĀTVIJAS ARSTS



2 1993

Radionuklīdi Latvijas teritorijā

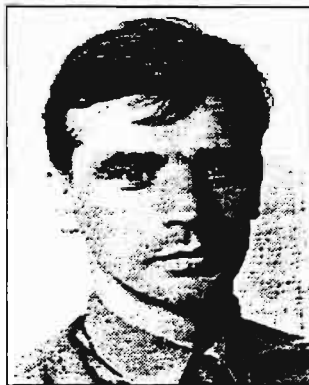


Jānis Filipovičs

Valsts zinātnes un ražošanas
uzņēmums "Ražība"
Radioloģijas un smago metālu
kontroles laboratorija
Laboratorijas vadītājs
J. Filipovičs

Oļģerts Nikodemus

Latvijas Universitāte
Vides aizsardzības un
atjaunošanas katedra
Katedras vadītājs profesors
G. Eberhards



1. Radionukleīdi augsnē un augos

Intensīvā virszemes kodolbumbu izmēģināšanas laikā (1954.—1965. gada) apmēram 30—40% izmēģinājumu sprādzienų radioaktivitātes nonāca stratosfērā. Kā zināms, radioaktīvais ^{90}Sr un ^{137}Cs pēc atombumbas sprādziena kondensējas lēnāk nekā pārējie izotopi, tāpēc šie izotopi kā gāzes tiek izsviesti augstāk stratosfērā. Radioaktīviem putekļiem, kas atrodas stratosfērā, raksturīgs augsts ^{90}Sr un ^{137}Cs saturs. Sevišķi daudz radioaktīvo vielu stratosfērā nonāca 1957.—1958. gada, kad tika izmēģinātas lielkalibra atombumbas. Zemes pievilksanas spēka ietekme gada laikā no atmosfēras izkrit ap 10% radioaktīvo putekļu daudzuma. Tomēr liela daļa radioaktīvo putekļu pēc sprādzieniem stratosfērā klejo 10—15 gadus (1, 2).

Radioaktīvie putekļi, kas kondensējušies troposfērā vai nonākuši tajā no stratosfēras, klejo tur dažas dienas vai nedēļas. Troposfēras galvenais tīrītājs ir lietus, tāpēc lietainās dienās radioaktīvo nosēdumu daudzums parasti ir lielāks nekā saulainās. Troposfēras augstākos slāņos, kur nenotiek nokrišņu veidošanās, radioaktīvo putekļu ir vairāk. Troposferu attīra ne tikai lietus, bet arī sniegs. Atmosfēras attīršanas meteoroloģisko faktoru ietekme notiek nepārtraukti visu gadu un turpinās ilgi pēc kodolbumbu izmēģinājumu sprādzienų pārtraukšanas. Radioaktīvos nosēdumus par

visbīstamākiem radioaktīviem izotopiem atzīti ^{14}C , ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{137}Cs un atsevišķos gadījumos — ^{100}Br un ^{131}I .

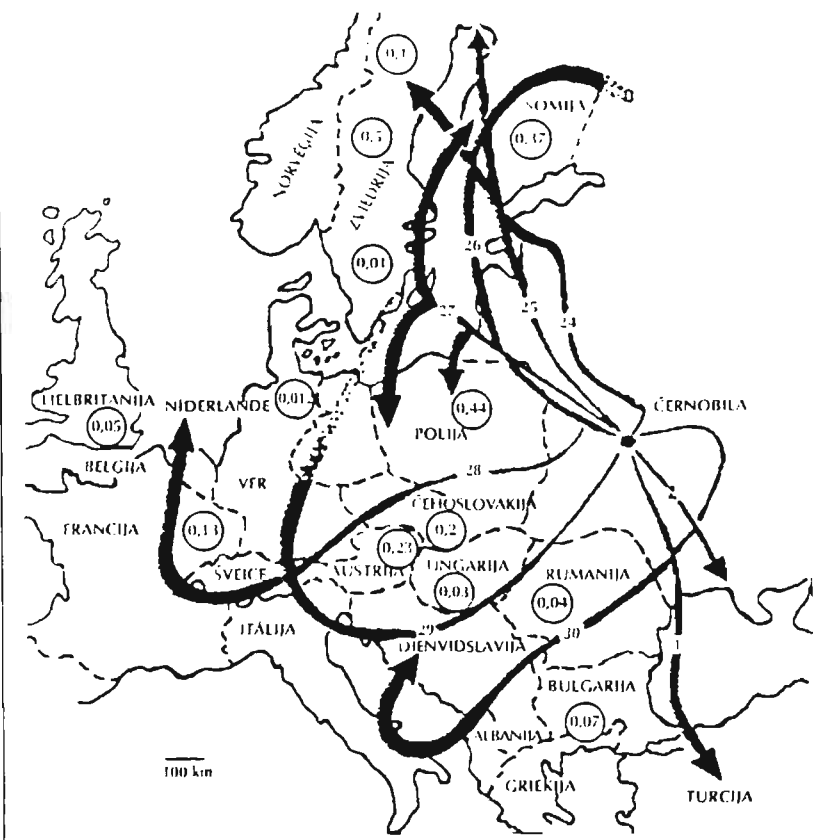
Agrāk nīcīgo radioaktīvo starojumu, kāds bija konstatējams augsnē, parasti radīja dabiskie radioaktīvie elementi, kas saglabājušies kopš Zemes veidošanās laika. Augsnes dabiskā radioaktivitāte rodas no urāna un rādija, kā arī no kālija radioaktīvā izotopa ^{40}K piejaukumiem. Visām šīm vielām ir liels pussabrukšanas periods, tāpēc augsnes dabiskā radioaktivitāte samazinās nenozīmīgi. Augsnēs, kas radušās, sabrūkot granītam, radioaktivitāte ir paaugstināta, jo tā satur vairāk urāna un rādija; arī māla augsnēm tā ir augstāka, jo šais augsnēs ir vairāk ^{40}K (3).

Citāda ir augsnes mākslīgā radioaktivitāte, ko rada mākslīgie radioaktīvie izotopi, kuru daudzums pedējos gados stipri palielinājies. Tā, piemēram, piecu gadu laikā (no 1953. līdz 1958. gadam) augsnes radioaktivitāte pieaugusi vairāk nekā 8 reizes tikai uz ^{90}Sr izotopa rēķina. Otrs svarīgs radioaktīvo nosēdumu elementi ir lēni sabrūkošais ^{137}Cs . Augsnes radioaktivitātes pieaugumu var ļoti ietekmēt vietējie apstākļi, piemēram, reljefs, valdošie vēji, nokrišņu daudzums utt. ^{90}Sr parasti augsnē akumulējas viegli apmaināmā formā (>84%), bet pēc Černobiļas AES avārijas tas uzkrājas apmainās, organogēnā un absorbētā formā (>80%). Savukārt ^{137}Cs pēc Černobiļas AES avārijas augsnē uzkrājas stipri saistītā veidā (4).

1. tabula Radionuklīdu emisija no Černobiļas AES 1986. gada 26. aprīlī

(pēc: The accident of the Chernobyl nuclear power plant and its consequences/ USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy)

Radionuklīds	Pussabrukšanas periods $T_{1/2}$	Kopeža emisija EBq
^{90}Sr	50,5 dienas	0,094
^{89}Sr	29 gadi	0,0081
^{95}Zr	64,0 dienas	0,16
^{99}Mo	2,75 dienas	0,16
^{106}Ru	39,4 dienas	0,14
^{106}Ru	372 dienas	0,059
^{131}I	8,04 dienas	0,67
^{132}Te	3,26 dienas	0,45
^{137}Cs	2,06 gadi	0,019
^{137}Cs	30,2 gadi	0,037
^{140}Ba	12,7 dienas	0,28
^{141}Ce	32,5 dienas	0,13
^{144}Ce	285 dienas	0,088
^{239}Np	2,36 dienas	0,97
^{239}Pu	87,7 gadi	$3,0 \times 10^{-3}$
^{241}Pu	24 110 gadi	$2,6 \times 10^{-3}$
^{241}Pu	6560 gadi	$3,7 \times 10^{-3}$
^{241}Am	163 dienas	$7,8 \times 10^{-3}$



1. att. Valdošo vēju virziens 1986. g. 24. aprīlī—2. maijā. Radiācijas fona līmenis ($\mu\text{R/h}$) Eiropas valstīs (V. Gavars u.c., 1990).

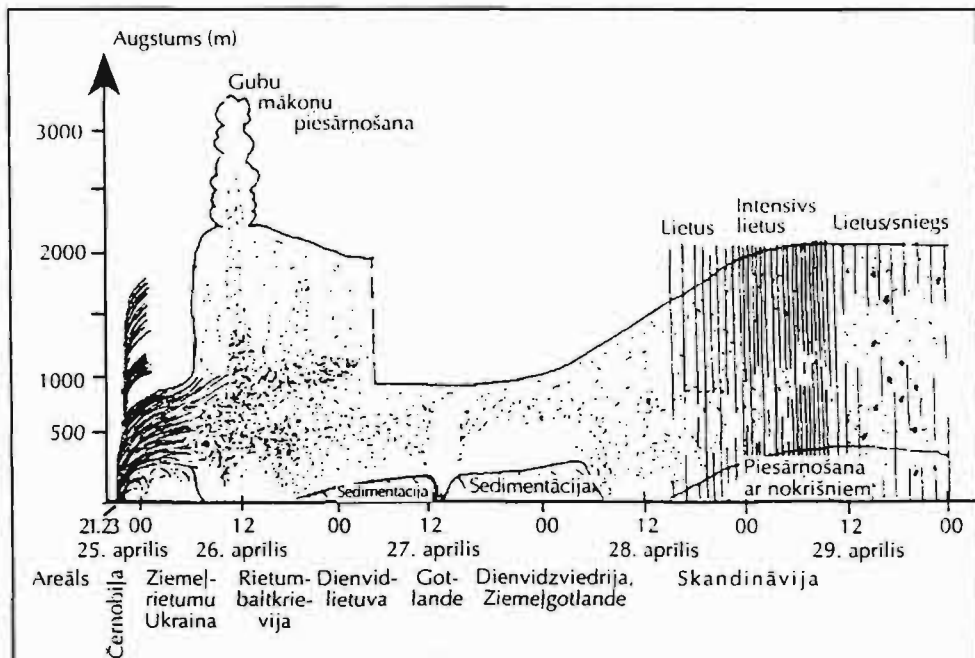
Vairums radioaktīvo vielu uzkrājas galvenokārt augsnes virskārtā, tomēr zināmas atšķirības to lokalizācijā starp dažādiem radioaktīviem elementiem un dažādiem augsnes tipiem ir nenovēršamas. Tas rodas augsnes dažādo fizikālo īpašību dēļ. Jo augsne vairāk māla daļiņu un trudvielu, jo ciešāk tā saista radioaktīvos nosēdumus. Smilšainas, trudvielām nabadzīgās augsnes konstatēta radioaktīvo nosēdumu ieskalosšanās pat 20—30 cm dziļumā, turpretim smagās māla augsnes vairāk nekā 80% radioaktīvo vielu tiek saistītas augsnes virskārtā līdz 2 cm dziļumam (3).

Augiem ir ļoti liela fizioloģiski aktīva sakņu un lapu virsma, kas ļauj koncentrēt vielas, kuras apkārtējā vidē ir mikroskopiskā daudzumā. Tādā veidā augi palīdz nodrošināt nepieciešamo mikroelementu devu dzīvnieku un cilvēku uzturā. Tāpat kā mikroelementi, arī radioaktīvās vielas ar augu starpniecību tieši vai netieši ceļā nokļūst cilvēka uzturā.

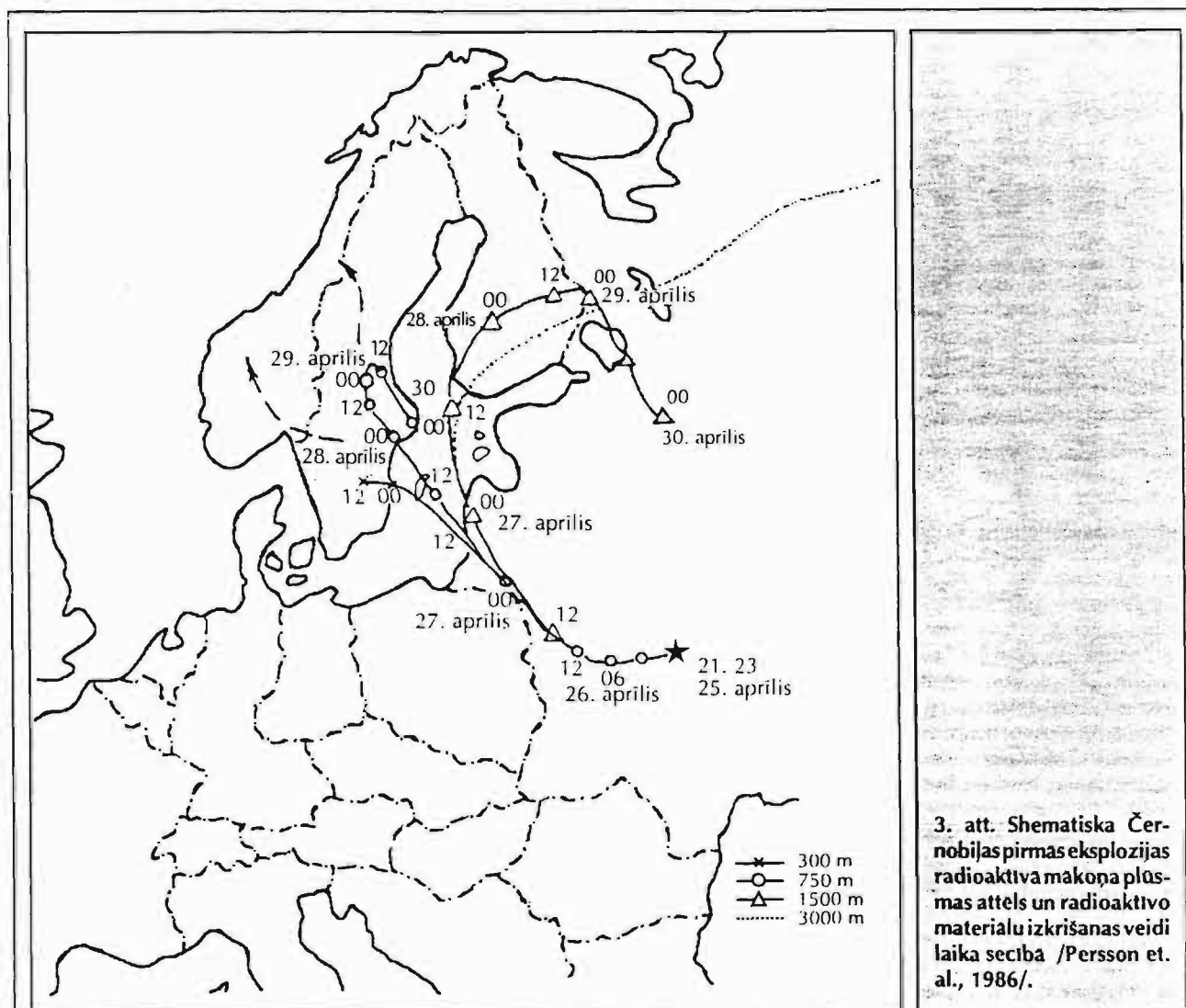
Lauksaimniecības produktos radioaktīvo izotopu daudzums ir ļoti mainīgs. Šo svārstību cēlonis ir tas, ka kultūraugi uzņem radioaktīvos izotopus dažādā daudzumā atkarā no

daudzuma, kā arī veidā, kā augu izotopu nokļūst augu audos. Piemēram, ar ^{239}Pu piesātinātā augsne augstāknes šīs izotops iekļūst diezgan liela daudzumā un veido pat vairākus procentus no auga pelnielū saturā. Tomēr augu virszemes daļa ^{239}Pu daudzums parasti nepārsniedz 0,0005%. Tas liecina, cik lieliska mineralvielu tiltošanās spēja piemīt saknēm. Šīs augu sakņu īpašības del plutonija un dažu citu smago radioaktīvo izotopu līdzdalība lauksaimniecības produktu piesārņošanā ir niecīga. Tomēr izotopus ar mazāku atommasu saknes filtrē sliktāk. Tādi izotopi kā ^{90}K , ^{95}Zr , ^{144}Ce u.c. augu virszemes daļās veido jau ap 1% no šo elementu kopeja daudzuma augā, ja augstāstijusies augsne, kas piesārņota ar ^{90}Sr un ^{137}Cs , šo izotopu daudzums virszemes daļās ir 60—80% no to kopeja daudzuma augā. Ņemot vērā, ka cilvēka uzturā un it sevišķi lopbarībā izmanto galvenokārt kultūraugu virszemes daļas, kļūst saprotams, kāpēc lauksaimniecība tieši ^{90}Sr un ^{137}Cs daudzumam tiek pievērsta tik liela uzmanība (1, 2).

Saknes tomēr nav vienīgais orgāns, kas spēj aizkavēt radioaktīvo izotopu migrāciju augā. Katra auga dzīva sūna saista vairāk vai mazāk mineralvielu, tapec, jo tālāk pa augu virzas caur saknēm uzņemtas mineralvielas, jo mazāk to nonāk augstāk izvietotos augu orgānos. Jo tālāk mineralvielu plusma virzas pa augu, jo mazāk ^{90}Sr tā satur, tapec augu stiebrs un apakšējās lapās ^{90}Sr ir vairāk, bet augšējās lapas un graudos — mazāk. Radiobioloģiskā ziņā visdrošākais uzturlīdzeklis ir kartupeļi, jo, kā zināms, pirms nokļūšanas kartupeļa bumbuļi mineralvielas migrē līdz lapām, kur tās pakļautas dažādiem bioķīmiskiem procesiem un tikai pēc tam nonāk bumbuļi.



2. att. Černobijas pirmās eksplozijas radioaktīvā mākoņa virzīšanās un tā vertikālās un horizontālās plūsmas sadalīšanās (C. Persson et al., 1986).



3. att. Shematiska Černobīļas pirmās eksplozijas radioaktīva mākoņa plūsmas attēls un radioaktīvo materiālu izkrišanas veidi laika secībā /Persson et. al., 1986/.

Svarīga nozīme ir daudzu augu spējai koncentrēt minerālvielas atsevišķās auga daļās. Labības graudu apvalkā ir daudz minerālelementu un vairāk nekā 70% graudā iekļuvušā ^{90}Sr . Tas atvieglo milšu attīrīšanu no ^{90}Sr .

Augam attīstoties, ^{90}Sr daudzums dažādās auga daļās mainās. Lapas tas palielinās līdz ar auga vecumu, un neatkarīgi no auga sugas nogatavošanās laikā tas ir 2—4 reizes lielāks nekā stiebrs. Minerālvielu uzņemšana augā turpinās visā tā attīstības laikā. Līdz ar auga vecumu palielinās arī ^{90}Sr daudzums augā.

No augu attīstības arējiem apstākļiem, kas ietekmē radioaktīvo vielu uzņemšanu, svarīgākie ir augsnes fizikālās īpašības un mitrums. Augsnes koloidi un trūdvielas intensīvi saista ^{90}Sr un ^{137}Cs , samazinot šo elementu uzņemšanu augu saknēs. Smilšainā, trūdvielām nabadzīgā augsne augi uzņem daudz vairāk šo elementu nekā mālainā augsne.

Slapjās augsnēs augi uzņem 10 reizi, bet ūdens kultūras pat 30 reizi vairāk ^{90}Sr nekā parastās tirumu augsnēs (3).

Jāņem vērā, ka saknes nav vienīgais orgāns, ar ko augi uzņem radioaktīvos izotopus. Šo funkciju veic arī augu lapas, tāpēc augā uzņemtais šo vielu kopējais daudzums sastāv kā no augsnes, tā arī no atmosfēras radioaktīvo izotopu krājumiem. Viengadīgie augi tomēr savas attīstības laikā no atmosfēras caur lapām uzņem niecīgu ^{90}Sr un ^{137}Cs daudzumu. Turpretim mūžzaļie augi, kas pakļauti radioaktīviem nosēdumiem daudzus gadus, satur daudz vairāk mākslīgo radioaktīvo elementu. Piemēram, sunu radioaktivitāte ir vidēji 100—150 reizi augstāka nekā viengadīgo augu radioaktivitāte. Sunas var uzskatīt par visāda veida aerālo nosēdumu krātuvi, kuri, nosēdušies uz to virsmas, tur

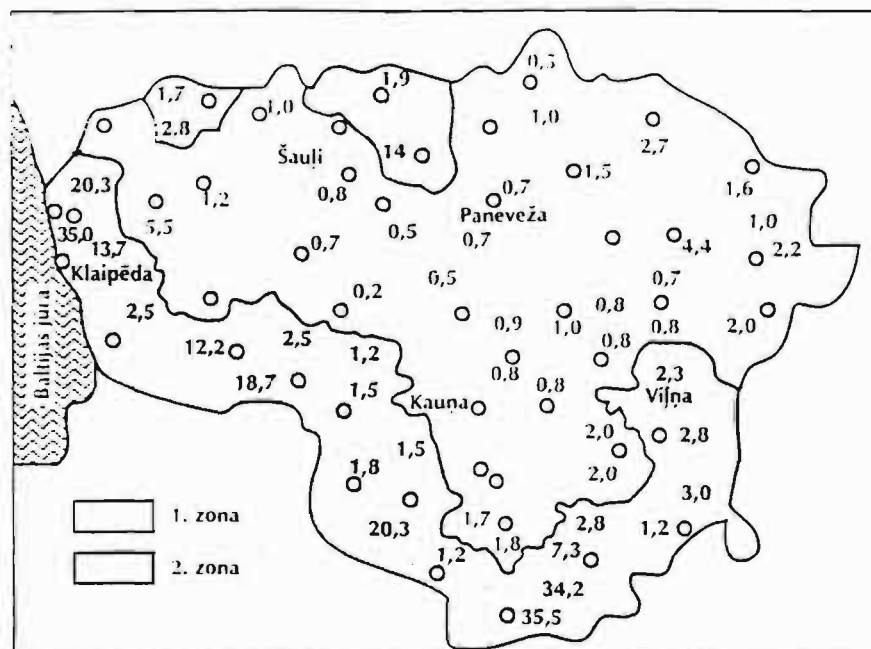
saglabājas ilgstoši. Ņemot analīzei noteiktu sunas slāni, kas veidojies zināma gadu laikā, varam spriest par šīs gadus uz zemi nosēdušos radioaktīvā piesārņojuma daudzumu.

2. Černobīļas AES avārija

Černobīļas AES kompleksa 4. reaktora avārija notika 1986. gadā, nakti no 25. uz 26. aprīli, plkst. 1.23 pēc vietēja laika. Šai eksplozijā atmosfērā izplūda ap 0,80 EBq vai $21,6 \times 10^6$ Ci radioaktīvo vielu [1 ExaBequerel = 10^{18} Bq; 1 Ci (kiri) = $3,7 \times 10^{10}$ Bq (bekerels)] (5). Eksplozējošo reaktoru nākamās dienas pakāpeniski saka pārsegt ar betonu, dolomītu, smiltīm, māla, bora un svina kārtu. Radioaktīvo vielu izplūdumi atmosfērā tomēr turpinājās. Pārsegtais kodols atkal sakarsa, un atkārtoti spēcīgi izvirdumi notika 4. un 5. maijā. Ap 6. maiju atlikušais kodols tomēr tika veiksmīgi atdzesēts un radioaktīvo vielu izplūdumi krasi samazināti. Aprēķināts, ka divās nedēļās no eksplozējošā reaktora gaisa izplūda 2,48 EBq (67×10^6) radioaktīvā materiāla (6).

Emisijas mākoņa radioaktīvo vielu sastāvs, izmantojot PSRS iesniegto ziņojumu Starptautiskajai atomenerģijas komisijai Vīnē, atspoguļots 1. tabulā. Lielākā daļa šo izotopu ir ar īsu pussabrukšanas periodu, un tie izzūd jau gada laikā. Ilgāk saglabājas— ^{90}Sr un ^{137}Cs , kurus var uzskatīt par bīstamākiem emisijā.

Domājot dienvidaustrumu vejiem, pirmās eksplozijas mākonis virzījās pāri Baltkrievijai, Baltijas valstīm un Skandināvijai (1. att.). Nākamās dienas veja virziens mainījās un tika piesārņota ļoti daudzu valstu teritorija.



4. att. ^{131}I kultiveto ganību zālē Lietuvā 1986. gada 12. maijā I zona domine radionuklidi ^{131}I un ^{109}Ru , II zona — bez ^{131}I un ^{109}Ru arī ^{141}Ce , ^{144}Ce , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{96}Zr , ^{95}Nb u.c. Skaitļi kartē: I zālē (kBq/kg) (T. Nedveckaite, 1989).

3. Meteoroloģiskie apstākļi pēc Černobilas AES avārijas un vides piesārņojums ar radioaktīvajiem izotopiem.

Lai raksturotu radioaktīvo izotopu pārnēsi un izsēšanos Latvija pēc Černobilas AES avārijas, jāpievērš uzmanība meteoroloģiskiem apstākļiem avārijas un pēcavārijas dienās. Meteoroloģisko apstākļu analīzei izmantotas Lietuvas un Zviedrijas zinātnieku publikācijas (5, 7), kā arī Latvijas Hidrometeoroloģijas parvaldes dati. Apskatot meteoroloģisko situāciju Latvijā no 1986. gada 25. aprīļa līdz 25. maijam, jāatzīmē, ka šai laikā bija raksturīgs ļoti mainīgs dominējošo vēju virziens (1. att.).

Avārijas dienā, t.i., 26. aprīlī, Černobilas apkārtnē bija silts un saulains laiks, ko noteica augsta spiediena apgabals virs Ukrainas un Baltkrievijas. Avārijas areālā no zemes līdz 400—500 m augstumam bija novērojama temperatūras inversija, kas būtiski ietekmēja vēja ātruma sadalījumu pa atmosfēras slāņiem. Valdot DA vējiem, sasīlušais atmosfēras gaiss pārvietojās Dienvidskandināvijas virzienā ar ātrumu 5—14 m/s.

Arī Latvijas teritorijā šai periodā raksturīgi DA un A vēji. Pēc zviedru zinātnieku secinājumiem, pirmās radioaktīvās gaisa masas 300—1500 m augstumā sasniedza Latviju 26. aprīļa vakarā (2., 3. att.). Eksplozijas radītais mākonis virzījās zemu (100—1500 m augstumā), pakāpeniski izplešoties. Daļa radioaktīvo vielu izsējās Baltkrievijas un Lietuvas teritorijā (3. att.). Lietuvā visvairāk tika piesārņota tās dienvidrietumu un rietumu daļa (4. att.) (18). Mākonis lēnām šķērsoja Latvijas rietumdaļu un Kurzemes piekrastē ievirzījās jūrā. Minētā virziena gaisa pārnese turpinājās līdz 29. aprīlim, kad Latviju sasniedza zema spiediena apgabals, izbeidzās gaisa plūsma no dienvidiem uz ziemeļrietumiem, bet sākās gaisa pārnese no ziemeļiem uz ziemeļrietumiem un dienvidiem (5. — 7. att.).

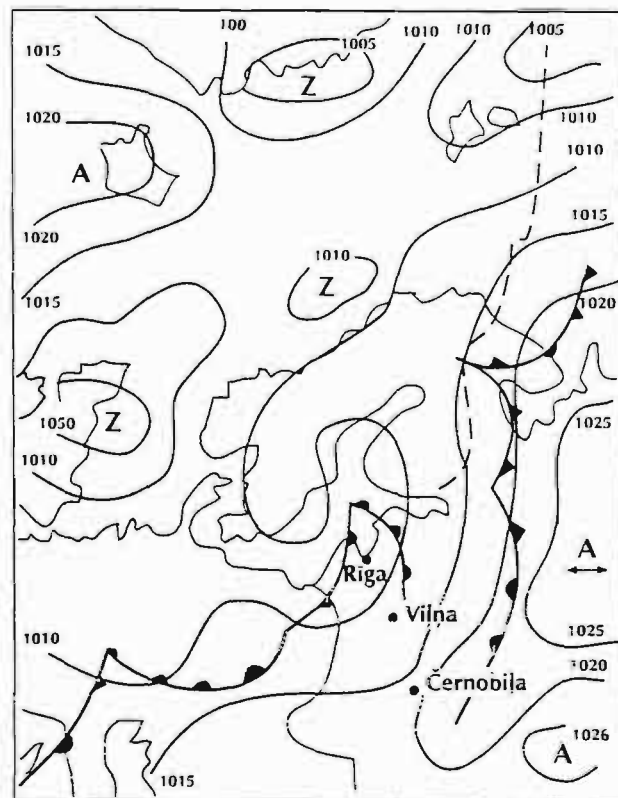
Šai periodā, saskaroties aukstai gaisa fronteī ar silto gaisa fronti, Skandināvijas pussalā 28. aprīlī izveidojās lietus areāls, tāpēc 29. aprīlī Ziemeļu valstīs nolija intensīvs lietus, kas radīja apstākļus vides piesārņošanai ar radioaktīviem izotopiem (3. att.). Latvijā šai laikā intensīvu nokrišņu nebija, bet atsevišķās piejūras teritorijās (Kurzemē 26. aprīlī, kā arī

28. un 29. aprīlī) novērots neliels smidzens Liepājas, Rēnui, Priekules, Pavilostas, Ventspils un Zaku meteoroloģiskā stacija un postenis). Savukārt 30. aprīlī smidzens novērots Rīgas līča Vidzemes piekrastē. Ka liecina LZA Fizikas institūta gāzveida radionuklīdu mērījumi atmosfērā Salaspilī, šai periodā novērota maksimālā radioaktivitātes palielināšanās (8). Līdzīgi rezultāti iegūti arī Viļņā un Stokholmā, tikai tur atšķiras konstatētie maksimumi konkrētās dienās (9. un 10. att.) (5, 10). Tas nozīmē, ka šais teritorijās radionuklīdu daudzuma palielināšanos būtiski ietekmēja kā piesārņoto gaisa masu virzīšanās ātrums un trajektorija, tā arī meteoroloģiskie apstākļi konkrētā teritorijā.

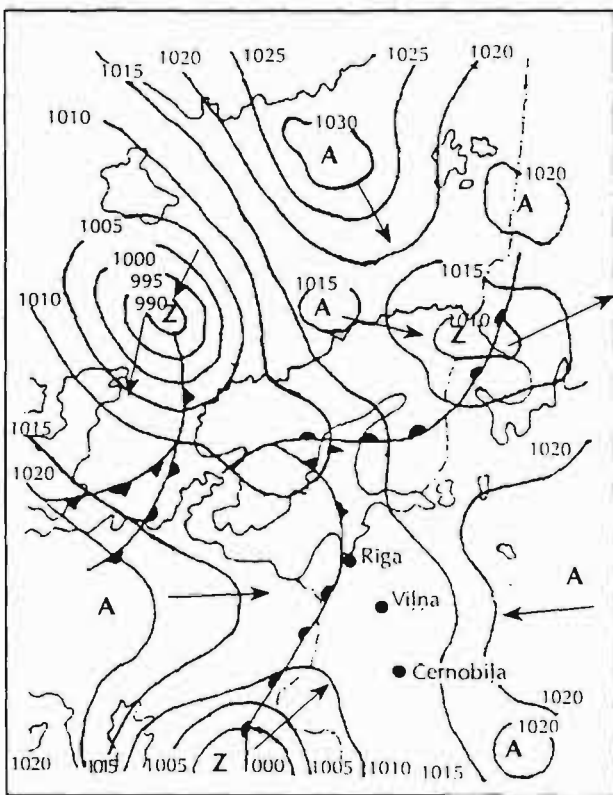
Maija sākuma virs Skandināvijas izveidojās augsta spiediena zona, kā rezultātā Ziemeļrietumu Eiropā līdz 6. maijam valdīja ziemeļu un ziemeļrietumu vēji. Līdz ar to novērojama radioaktivitātes samazināšanās Salaspilī, Viļņā un

Stokholmā (8. — 10. att.).

Latvijā 1. maijā nelieli nokrišņi novēroti atsevišķās teritorijās Kurzemes piekrastē, kā arī Rīgā, Limbazu, Alūksnes un Balvu rajonā (līdz 0,5 mm dienā). 3. maijā lokāli nokrišņi novēroti Kurzemē. Līdz ar to nav izslēgta varbūtība, ka radiācijas mākonis pēc Skandināvijas šķērsošanas atkārtoti varēja atgriezties Latvijā un ietekmēt Latvijas teritoriju, it sevišķi Alūksnes augstieni. 5. un 6. maijā virs Ukrainas atkal izveidojās augsta spiediena apgabals, tāpēc dominēja D un DR gaisa plūsmas. Tādējādi Latvija tika pārklāta ar karsto dienvidu



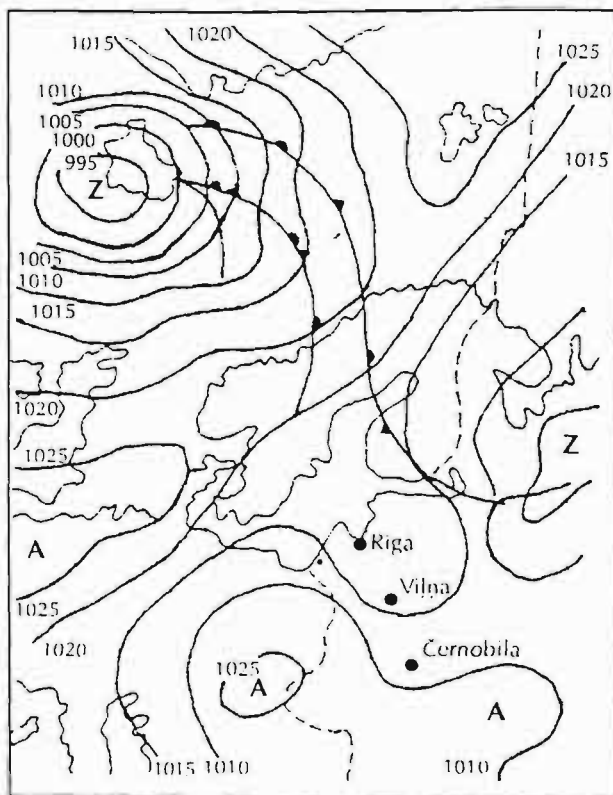
5. att. Meteoroloģisko apstākļu karte 1986. gada 26. aprīlī.



6. att. Meteoroloģisko apstākļu karte 1986. gada 27. aprīlī.

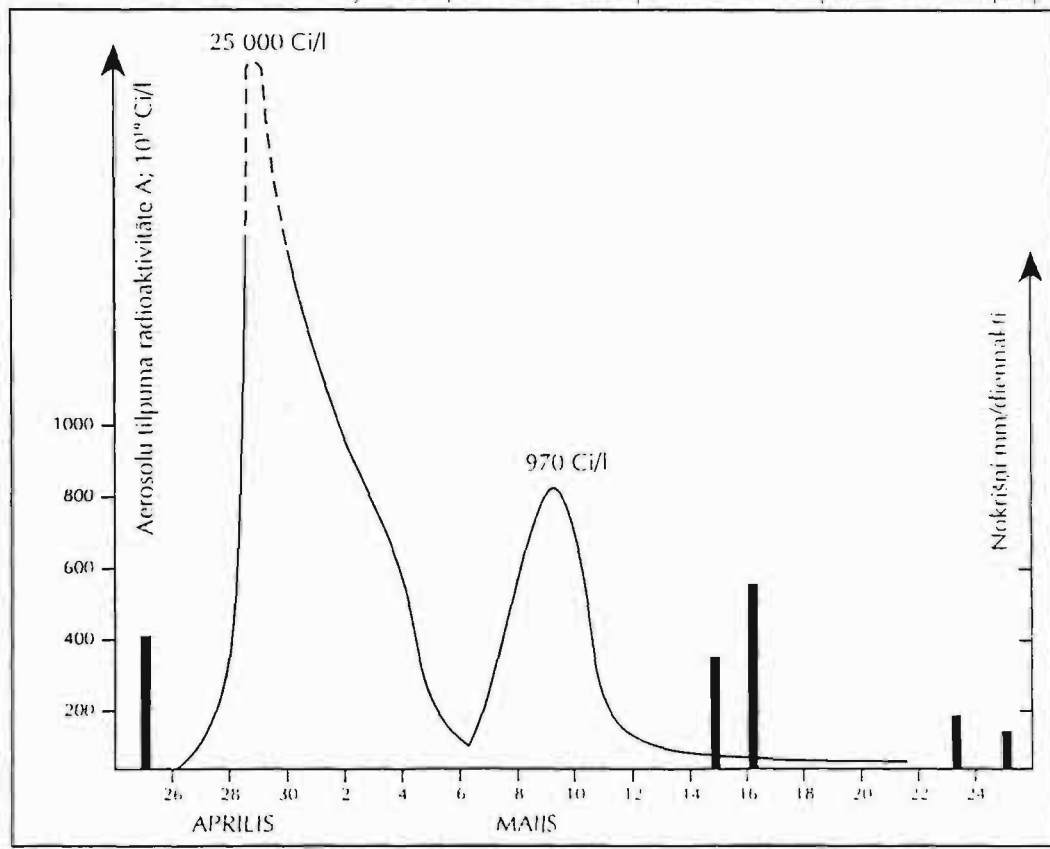
gaisu. Latvijai pāri gāja otrais radiācijas vilnis, ko arī apstiprina novērojumi Salaspilī (8. un 9. att.). No 4. līdz 9. maijam nokrišņu Latvijā nebija. 9. maijā Kurzemes un Vidzemes piekrastes daļā, bet 10. maijā parēja Latvijas teritorijā aukstas gaisa frontes ietekme nolieta lietus. 12. maijā lija jau visa valsts teritorijā. Visintensīvākie nokrišņi noveroti Latgalē (līdz 13,6 mm diennakti) un Kurzeme (līdz 10,2 mm diennakti).

No 10. līdz 20. maijam gaisa masu trajektorija atkal mainīja virzienu, dominēja pārnese no rietumiem uz austrumiem (11. att.). Līdz 19. maijam Latvija atradās ciklona

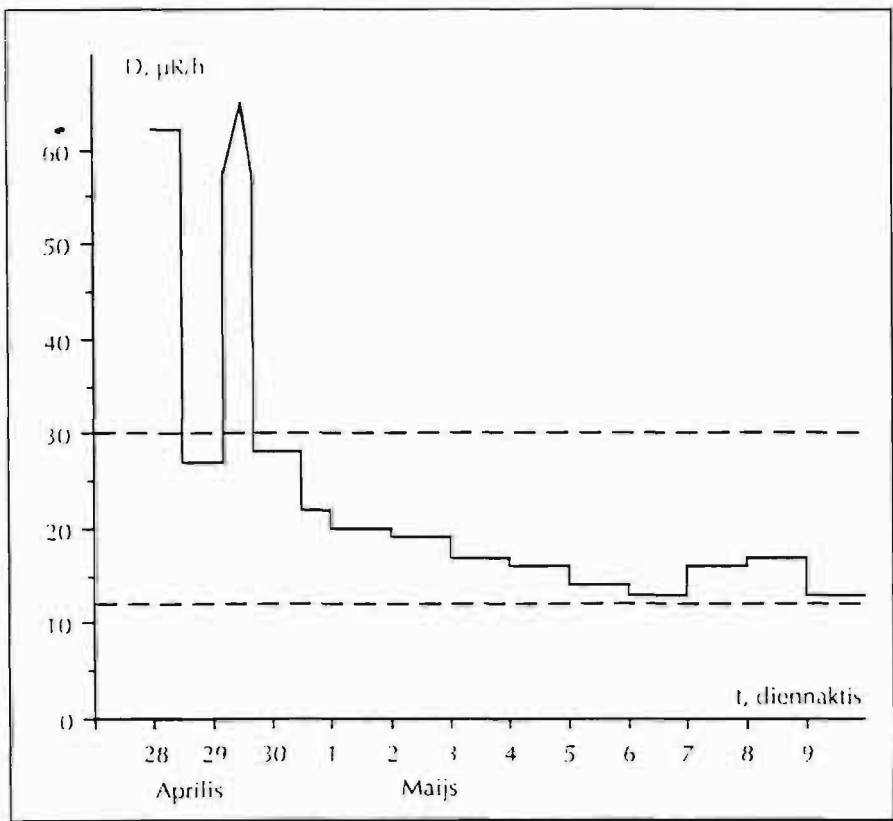


7. att. Meteoroloģisko apstākļu karte 1986. gada 29. aprīlī.

ietekme, kurs pakāpeniski parvietojas no Norvēģu jūras uz Baltijas, vēlāk uz Balto jūru. Šai periodā nokrišņi 13. maijā noveroti Latgalē, 14. maijā — visa Baltijas jūras piekrastē, 15. un 16. maijā visa Latvijas teritorijā. 19. maijā anticiklons no Polijas parvietoja uz Ukrainu, virs Latvijas atradās tā cilnis, nokrišņu nebija. 20. maijā Baltiju šķērsoja vāji izteikta gaisa fronte, tāpēc atsevišķas vietas Vidzemē un Latgalē nolieta lietus. 21. maijā Latvija nonaca tā anticiklona periferijā, kas parvietoja no Dānijas uz Poliju. Dominēja saulains laiks, rietumu pārnese, radiācijas plusmas vairs neskāra



8. att. Ilgmuža aerosolu tilpuma radioaktivitātes pārmaiņas Rīgas rajona 1986. gada aprīlī un maijā (V. Gavars u.c., 1990).



9. att. Gamma starojuma jaudas izmaiņas Viļņas pilsētā. Ar svitrojumu apzīmēts fona līmenis (12 $\mu\text{R/h}$) (V. Lujans u. c., 1989).

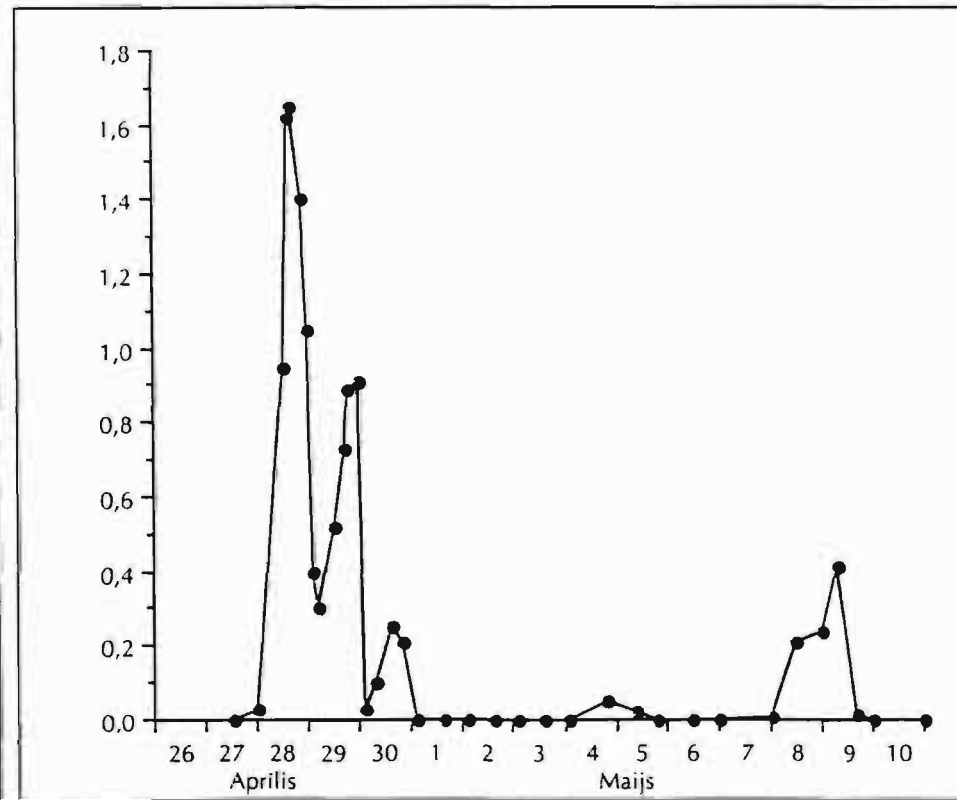
Latviju. 22. maija virs Islandes izveidojās mazkustīgs ciklons, kas pakāpeniski piepildījās. Latviju skāra auksta gaisa fronte, kuras dēļ bija novērojami nelieli nokrišņi.

Līdz ar to varam secināt, ka Latvijā radioaktīvo izotopu izkrišanas teritoriālo sadalījumu noteica vairāki būtiski faktori. Pirmkārt, dominējošā ZR gaisa pārnese no 26. līdz 29. aprīlim un no 6. līdz 10. maijam, kad radionuklīdi valsts teritorijā varēja nosēsties sausā veidā, kā arī atsevišķas vietas Kurzeme un Vidzeme ar nelieliem nokrišņiem. Otrkārt, radionuklīdus varēja izskalot no atmosfēras 12., 14., 15. un 16. maija, kad visā Latvijā nolija intensīvs lietus. Treškārt, nedrīkst izslēgt iespēju, ka pēc piesārņojuma izkrišanas

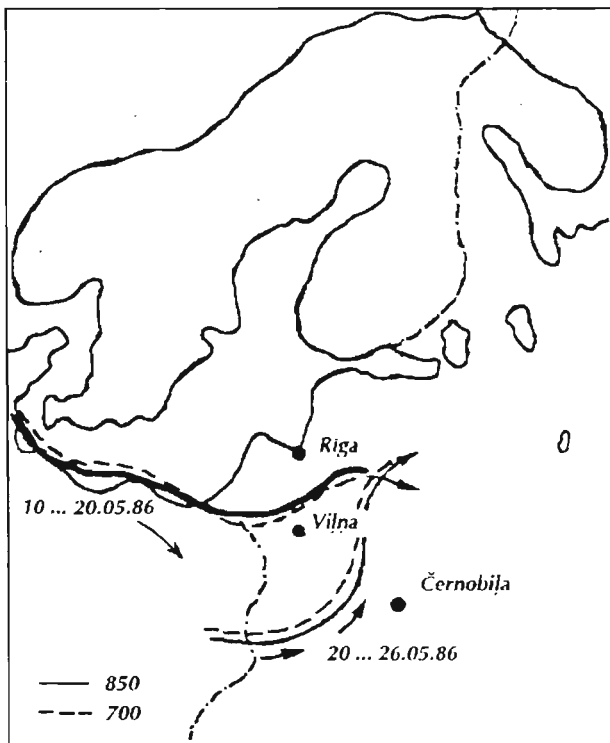
Skandināvijas valstīs, mainoties gaisa masu plūsmu virzienam, piesārņojuma mākonis atkārtoti šķērsoja Latviju un radionuklīdi varēja izskaloties no atmosfēras, sevišķi Alūksnes augstienē. Kā norāda baltkrievu zinātnieki, radionuklīdu izsēšanas no atmosfēras pēc Černobiļas AES avārijas ietekmēja nokrišņi, orogrāfija, mežainums, kā arī termoforēze, kas sekmeja radionuklīdu izsēšanas virs purviem, meža masīviem un upju ielejām (11).

4. Pētījumu materiāls un metodika

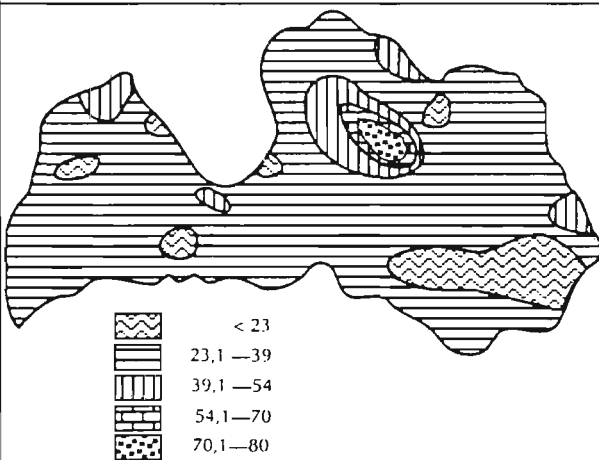
Augsnes un augkopības produkcijas radioaktīvā



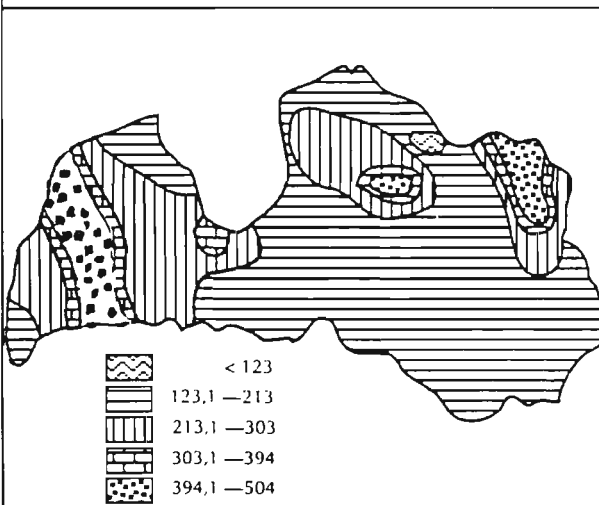
10. att. ^{137}Cs koncentrācija atmosfērā Stokholmā no 1986. gada 26. aprīļa līdz 11. maijam (Bq/m^3) (Persson C. et al., 1986).



11. att. Gaisa masu trajektorija no 1986. gada 10. līdz 20. un no 20. līdz 26. maijam (A. Galvonaite, 1989)



12. att. ⁹⁰Sr daudzums (Bq/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnas Latvijas augstos purvos 1989. gadā.



13. att. ¹³⁷Cs daudzums (Bq/kg) *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnas Latvijas augstos purvos 1989. gadā.

piesārņojuma kontroli Latvijas teritorijā veic valsts zinātnes un ražošanas uzņēmuma "Ražība" radioloģijas un smago metālu kontroles laboratorijā, stacionāros parauglaukumos, kopš 1978.gada. 32 kontrolpunkti aptver visu Latviju. To izmēri ir 100x100 m. Katrā parauglaukumā veic šādus darbus:

1) nosaka gamma un bēta starojuma intensitāti uz augsnes virsmas 1 m augstumā no zemes (gamma starojuma intensitāti lauka apstākļos mēra ar scintilācijas ģeoloģiskās izlūkošanas aparātu "SRP—01");

2) analizēm ņem augu un augsnes paraugus no augsnes aramkārtas (aptuveni 2 kg gaissausas augsnes).

Augsnes un augu paraugus ņem reizi veģetācijas perioda laikā. Augsnes paraugus pēc to izžāvēšanas un samalšanas laboratorijas apstākļos nosaka ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs saturu.

Augu paraugus ievāc tehniskās gatavības fāzē. To masa atkarīga no kultūras pelnvielu satura. Paraugam jānodrošina pietiekama augu daļu pelnu masa atkārtotām radioķīmiskām analizēm. Augu paraugus nosaka ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs saturu.

⁹⁰Sr augsnes un augu paraugus nosaka pēc skaldizotopa ⁹⁰Y aktivitātes, izdalot to itrija oksalāta sāls veidā. ¹³⁷Cs augsnes un augu paraugus nosaka, izgulsnējot to antimona jodīda sāls veidā. Izdalītā preparāta aktivitāti mēra ar maza toņa iekārtas ("UMF—500") palīdzību.

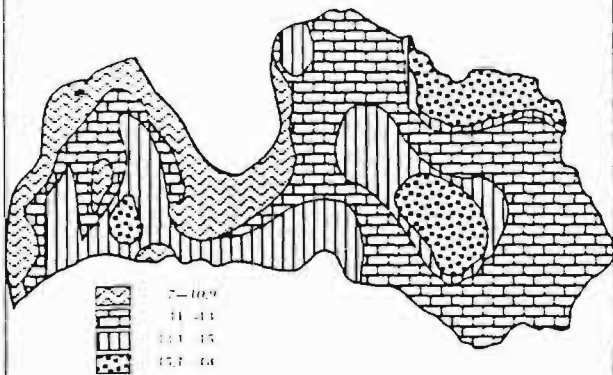
Sūnas *Sphagnum magellanicum* Brid. paraugi ievākti vasaras ekspedīcijas laikā 1989. gada jūlijā un augustā visā Latvijas teritorijā no 33 augstiem purviem. Katrā purvā sūnas ievāca no trim 10 m² lieliem parauglaukumiem. Ievāktu sūnu garums bija 8±2 cm (sūnu zaļā daļa). No trīs parauglaukumos ievāktiem paraugiem izveidoja vienu kopējo paraugu, kura masa bija 4—5 kg. Paraugi turpmāk tika ievietoti speciālos maisos, šķiroti un istabas temperatūrā izžāvēti līdz gaissausam stāvoklim. ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs noteikšana sūnu paraugos veikta tāpat kā augsnes un augu paraugos.

5. Radionuklīdi sfāgnu sūnās Latvijas teritorijā

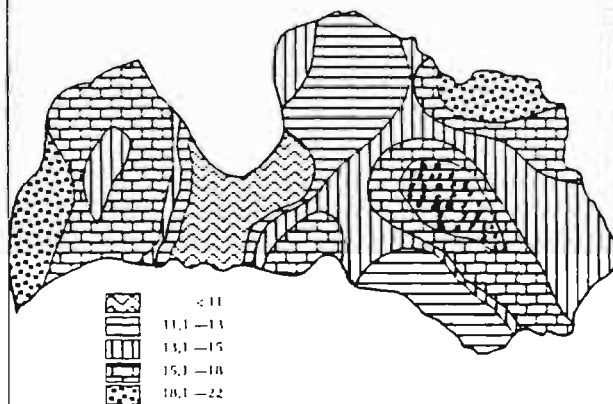
Lai noskaidrotu pēdējo 10 gadu radioaktīvo nosedumu ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs daudzumu Latvijas teritorijā, 1989.gadā ievākti *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnas paraugi. To radioķīmisko analīžu dati liecina, ka analizējamās sūnas ir absorbējušas ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs radionuklīdus. Absorbētā ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs nevienadais saturs dažādās purva sūnās izskaidrojams ar divējādo radioaktīvo nosedumu raksturu. Sūnā ir uzkrājušies gan atmosfēras globālie radioaktīvie nosedumi, kas radušies pēc kodolbumbu izmēģinājumiem un nosēdusies līdz 1986. gadam, gan arī tie radioaktīvie nosedumi, kas radušies pēc Černobilas AES avārijas.

Pēc Černobilas AES avārijas radušos radioaktīvos nosēdumus var atšķirt pēc ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs attiecības. Globālie nosēdumi satur ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs noteiktās attiecībās, savukārt pēc Černobilas AES avārijas izveidojušies radioaktīvie nosēdumi nesaturēja ⁹⁰Sr izotopu. Radioaktīvais mākonis, kas izveidojās pēc Černobilas AES avārijas, apmēram 60% no kopejā izotopu satura sastāvēja no ¹³⁷Cs un ¹³⁴Cs izotopiem.

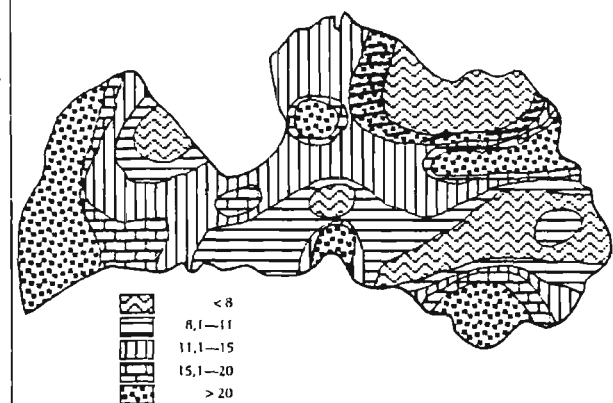
Globalie radioaktīvie nosēdumi (⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs veidā) vienmērīgi klāj gandrīz visu Latvijas teritoriju. Iznemums ir augstienes, kur parasti ir vairāk nokrišņu, kas, tīrīdami atmosfēras zemākos slāņus, nones uz zemes virsmas arī vairāk radioizotopu. Globālo radioizotopu ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs attiecība kadrainas gleja augsnēs ir no 1:5,5 līdz 1:6,5 (12). Ja šo ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs attiecību attiecinātu uz ⁹⁰Sr un ¹³⁷Cs saturu sūnā, tad redzams, ka (12. un 13.att.) Latvijas teritorijas lielā daļa domine globālie radioaktīvie nosēdumi ar vidējo ⁹⁰Sr saturu 30 un ¹³⁷Cs — 163 līdz 178 Bq/kg. Paaugstinātais ⁹⁰Sr saturs Vidzemes augstienes augsto purvu sūnā un Kolka apkārtnē izskaidrojams ar lielāku ikgadejo



14. att. Gamma starojuma fons ($\mu\text{R/h}$) 1992. gada.



15. att. Gamma starojuma jauda ($\mu\text{R/h}$) 1986. gada maija pirmā dekade.



16. att. ^{137}Cs saturs (Bq/kg) gaissausos augos 1986. gada.

meteoroloģisko nokrišņu daudzumu saist apstākļos.

Vērojoties par Latvijas teritorijā, Černobīlas AES avārijas radīto radioaktīvo putekļu mākonis vairāk skāra tos Latvijas rajonus, vairs kļūst mazāk par pavietosanas laika nokrita nokrišņi — lietus vai migla. Lietavu skartos rajonos augsto purvu suna radioaktīva cēzija saturs daudzkrat pieaudzis Kurzeme un Ziemeļvidzeme — Aluksnes un Valmieras rajonos. Tas atspoguļojas arī ^{137}Cs daudzuma *Sphagnum magellanicum* Brid. sunas (13. att.).

6. Radionuklīdi Latvijas augsnes un augos

Gamma starojuma fons Latvijas teritorijā pirms Černobīlas AES avārijas un arī pasreiz (1992. g.) atkarīgs no augsni veidotāja cilmieža radioaktivitātes (14. att.) un svarstās no 7 līdz 18 $\mu\text{R/h}$. Šī radiācijas intensitāte ir zema. Gamma fona lieluma vertība atspoguļo kā dabisko vides radioaktīvo vielu saturu cilmiežā (piemēram, ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th), tā arī kosmiska starojuma iespaidi. Vismazāk radionuklīdu satur smilšainas un kuldraimās augsnes, vairāk — smilts un smilšmala augsnes. Relatīvi paaugstināts radionuklīdu saturs ir māla augsnes.

Pēc Černobīlas AES avārijas 1986. gada maija pirmā dekādē izmērījām gamma starojumu kontrollaukos. Gamma starojuma līmeņa paaugstināšanos salīdzinājumā ar iepriekšējo gadu fona līmeni konstatējam Latvijas rietumu un austrumu daļā izveidotos kontrollaukos. Lielāks gamma starojuma līmeņa pieaugums konstatēts Kurzemē, mazāks — Latgalē. Gamma starojuma līmenis, salīdzinot ar fonu, paaugstinājās: Nīca par 11,0, Aizpute par 5,5, Ventspils rajona Tārgalē par 2,0, Balvos par 3,0, Rezeknes rajona Dubulos par 3,0, Madonas rajona Degumniekos par 3,0, Gulbene par 1,0, Krāslavas rajona Skaistā par 2,0, Daugavpils rajona Naujienē par 3,0 un Medumos par 1,0 $\mu\text{R/h}$ (15. att.).

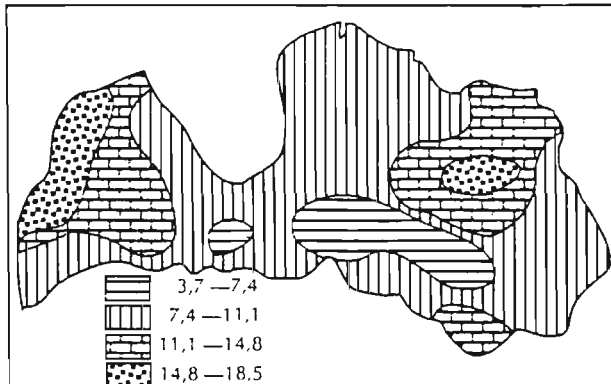
^{137}Cs saturs augos Latvijas teritorijā no 1980. līdz 1986. gadam bija ļoti zems — 1,5—5 Bq/kg gaissausa materiāla. Šajā laikā ^{137}Cs augos nokļuva galvenokārt caur sakņu sistēmu. Pateicoties labam augu nodrošinājumam ar barības vielām, sevišķi ar kāliju, augi uzņēmuši ļoti maz augsnē esošā ^{137}Cs .

Černobīlas AES avārijas radīto radioaktīvo nosēdumu skartos Latvijas rajonos ^{137}Cs saturs augos palielinājās (16. att.), sasniedzot, piemēram, Tārgalē 105 Bq/kg . 1986. gadā ^{137}Cs radioaktīvo nokrišņu veidā nosēdās tieši uz augu daļām. Lielākā daļa uz augiem nokļuvušā ^{137}Cs augkopības produkcijas veidā nokļuva dzīvnieku un cilvēku uzturā, mazākā daļa ar augu pēcplaujas atliekām nonāca augsnē. Augsnē nokļuvušās augu daļu atliekas paaugstināja ^{137}Cs saturu augsnē par 1,5 Bq/kg . Šo ^{137}Cs satura pieaugumu kontrollauku augsnē konstatējam 1987. un 1988. gadā.

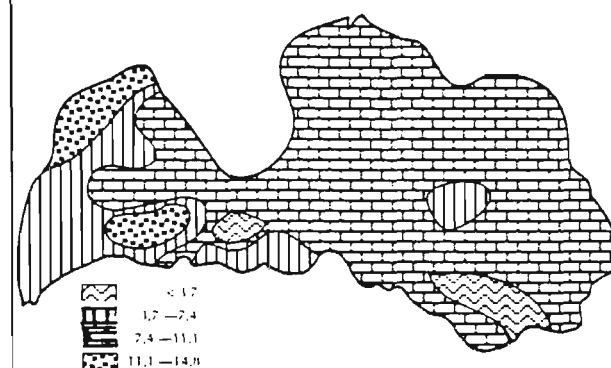
Pašreiz ^{137}Cs saturs Latvijas augsnēs svārstās no 5,4 līdz 19,6 Bq/kg (17. att.), bet ^{90}Sr saturs — no 3,0 līdz 14,6 Bq/kg (18. att.). Šiem radioaktīvajiem izotopiem dabiskais fons augsnē ir nulle, tādēļ katrs piesārņojums ir eventuāli bīstams. Tomēr, radioaktīvo vielu saturs Latvijas augsnēs ir relatīvi zems salīdzinājumā ar citu valstu, piemēram, Zviedrijas, lauksaimnieciski izmantojamo zemju piesārņojumu.

Latvijas augsnēs bioloģiski nozīmīgākie radioaktīvie izotopi ir stroncija un cēzija izotopi. Pārējiem eksplozijas rezultātā atmosfērā izplūdušiem izotopiem ir samērā īss mūžs, un tagad, pēc septiņiem gadiem, tos var uzskatīt par daļēji sabrukušiem ar relatīvi niecīgu pārpalikumu.

Minerālvielu, ieskaitot radioaktīvos izotopus, uzņemšana augos caur sakņu sistēmu atkarīga no dažādiem faktoriem. Pirmkārt jau no augu fizioloģiskam īpašībām. Faktori, kas ietekmē elementu uzņemšanu augos no augsnes, ir: augsnes pH, dažādu augiem nepieciešamo barības vielu relatīvā koncentrācija augsnē, klimatiskie apstākļi u. c. 1992. gada



17. att. ^{137}Cs saturs (Bq/kg) augsnē 1992. gada.



18. att. ^{90}Sr saturs (Bq/kg) augsnē 1992. gada.

sausās vasaras apstākļos ^{90}Sr uzkrāšanās koeficients (^{90}Sr saturs augsnē pret ^{90}Sr saturu augsnē) ganību zemeņa zālē (parsvarā kamolzālē) bija no 0,19 līdz 1,20, vidēji 0,65. ^{137}Cs uzkrāšanās koeficients ganību zemeņa zālē bija no 0,06 līdz 0,31, vidēji 0,17.

Ļai samazinātu radioaktīvo izotopu uzņemšanu kultūraugos, lietderīga būtu stroncija un cēzija stabilās frakcijas palielināšana augsnē. Papildus iestrādājot augsnē šķīstosos stroncija un cēzija sāļus, varētu lielā mērā samazināt radioaktīvo izotopu uzņemšanu kultūraugos.

Jāpanāk, lai augsnes reakcija būtu neitrāla vai bāziska, jo šādā gadījumā samazinās kalcijs, kā arī ^{90}Sr nozīme un uzņemtais daudzums kultūraugos. Tāpēc nepieciešams augsni kalpot, paaugstinot tās reakcijas rādītāju pH_{KCl} virs 6.

Svarīga ir ne tikai augsnes reakcija, bet arī kalcijs jonu daudzums augsnē. Tā kā Ca un ^{90}Sr augu saknes uzņem līdzīgā veidā, abi šie elementi uzņemšanas procesā viens ar otru konkurē. Kalcijs daudzumam augsnē samazinoties, pieaug augs nokļuvušā ^{90}Sr daudzums. Jo mazāk kalcijs ir augsnē, jo efektīvāka ir kalķošanas ietekme uz ^{90}Sr uzņemšanu augsos.

Iekoptās augsnēs ar biezu, augvielām bagātu trūdvielu slāni ^{90}Sr apdraud ražu mazāk nekā seklās un barības vielām nabadzīgās augsnēs. Tāpēc organiskā mēslojuma izmantošana stipri samazina uzņemtā ^{90}Sr daudzumu augu ražā.

Maz meslotās dabiskas plāvas un ganības ar zāles ražu gada laikā no augsnes iznes vairāk nekā 1% augsne ieskatotā ^{90}Sr , tāpēc arī seit lielāka uzmanība jāvelta kalķošanai un mēslošanai.

Praktiska nozīme var būt arī mēslošanas līdzekļu atsevišķam sastāvdaļam. Svarīga ir SO_4^{2-} anjona ķīmiskā iedarbība uz ^{90}Sr . Jonu apmaiņā augsnēs var veidoties savienojums SrSO_4 , kas līdzīgi ģipsim (CaSO_4) ir maz šķīstoss. Sulfāta jonus saturošs mēslojums samazina ^{90}Sr absolūto daudzumu ražā.

^{137}Cs jonu apmaiņa augsnē un uzņemšana kultūraugos atkarīga no kalcijs daudzuma apmaiņas. Augsnēs, kas bagātas ar augiem viegli uzņemamo kāliju, ražā nokļūst mazāk ^{137}Cs . Tādēļ kālija mēslojuma lietošana samazina augsos uzņemtā ^{137}Cs daudzumu.

Palielinātas slāpekļa saturoša mēslojuma devas paaugstina gan ^{90}Sr , gan ^{137}Cs daudzumu augsos. Mēslojot laukus, vienmēr jāpatur prātā dažādu mēslojuma veidu ietekme uz radioizotopu pāreju no augsnes augsos.

Kaut gan Latvijas teritorijā pēc Černobīļas AES avarijas izkrita relatīvi maz radioaktīvo izotopu, tomēr Latvijas medīkiem būtu vēlams pievērst vairāk uzmanības radiācijas makona skartajās teritorijās dzīvojošo iedzīvotāju veselībai.

Pēcvārds

Pateicamies kolēģiem par palīdzību empiriska materiāla vākšanā un analīžu veikšanā un Latvijas Republikas Vides aizsardzības komitejai par finansiālo atbalstu.

Literatūra

1. Millers A. Radioaktīvie nosedumi un to bioloģiska loma. R., 1963.
2. Millers A. Vispārīga radiobioloģija. R., 1977.
3. Гулякин И., Юдинцева Е. Сельскохозяйственная радиобиология. М., 1973.
4. Кольченок В. П., Генералов В. А. Техногенная фиксация стронция-90 и цезия-137 на педогеохимическом барьере // Геохимия техногенеза / Тезисы докладов II Всесоюзного совещания. Минск, 1991, с. 129—130.
5. Persson C., Rodhe H., DeGeer L.—E. The Chernobyl accident / A meteorological analysis of how radionuclides reached Sweden / SMHI Reports Meteorology and climatology, 1986, Nr. 55, 49 p.
6. The accident of the Chernobyl nuclear power plant and its consequences / USSR State Committee on the Utilization of Atomic Energy IAEA expert meeting 25—29 August 1986, Vienna, 1986.
7. Галвойайте А. В. Анализ метеорологических условий в Литве после аварии Чернобыльской АЭС // Физика атмосферы. Вильнюс, 1989, с. 11—20.
8. Недвецкайте Т. М., Филистович В. П., Петрулис Р. А., Даускурдис С. И., Тамуленайте О. П., Чипас К. В. Особенности загрязнения радионуклидами травы культурных пастбищ Литвы после аварии на Чернобыльской АЭС // Физика атмосферы. Вильнюс, 1989, с. 80—86.
9. Gavars V., Reinholds E. Cilvēks un dabiska radioaktivitāte / Izmaiņas pēc Černobīļas AES avarijas / Latvijas Arsts, 1990, 7.—13. lpp.
10. Луянас В. Ю., Буткус Д. В., Ясколенс Р. Ю., Кренивичюс Р. И., Земканос К. К. Вариации мощности дозы гамма излучения на территории Литвы после аварии Чернобыльской АЭС // Физика атмосферы. Вильнюс, 1989, с. 20—23.
11. Кадацкий В. Б., Кузнецов В. А., Кадацкая О. В. Ландшафтно-геохимическая концепция и изучение Чернобыльской контаминации на территории Белоруссии // Геохимия техногенеза / Тезисы докладов II Всесоюзного совещания, Минск, 1991, с. 108—112.
12. Филипович Я. Я. Загрязнение почвы сельскохозяйственных растений стронцием-90 и цезием-137. Латв. ННЦ и СН. Респ. агрохим. лаборатория. Отд. радиологии и токсикологии. Р., 1979.

BIOINDICATION OF POLLUTANTS IN THE JŪRMALA AREA USING SCOT'S PINE (*PINUS SYLVESTRIS*) BARK AS A SORBENT

O. Nikodemus*, G. Brūmelis**, S. Līkais*, P. Šarkovskis***

The emissions of Ca, Cd, Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Sr and Zn in the city of Jūrmala were surveyed using Scot's pine (Pinus sylvestris) bark as a bioindicator. The highest concentrations of elements occurred in Sloka, the Dubulti to Bulduri area, and Ķemeri, which have abundant small to large emission sources including industry, boiler-houses and vehicle and rail transport. Specific groups of elements cannot be used to characterize individual point sources here, due to the overlapping of distribution patterns.

Key words: biomonitoring, pine bark, pollutants.

INTRODUCTION

Many regional environmental surveys are based on the analysis of wet and dry deposition or air. Samples must be collected continuously throughout the year, due to daily variability. Usually, the network density of sampling points is limited, due to high financial and labour requirements. Thus, mapping of pollutants lacks good resolution.

Bioindication uses plants as sorbents, which collect pollutants through uptake mechanisms or by attachment to cellular surfaces. In this way, collected plant material provides an integrated sample over a period of time. Organisms from various systematic groups have been used as bioindicators, including lichens, moss, herbs and trees. Trees are considered to be efficient indicators, compared with herbs, due to their large surface area and greater independence from substrate variability [1]. Much work suggests that tree bark is one of the most efficient indicators of atmospheric pollution, particularly pine bark, in areas where physiological damage is not noticeable [2–6]. Pine bark located on the stem in a direction exposed to emissions from a cement industry was found to have a higher content of many elements than the protected side [5]. Few surveys have used bark as a bioindicator in city areas where there are many overlapping point sources of pollution. In this work, Scots's pine bark is used to map atmospheric emissions in the city of Jūrmala, Latvia.

SITE DESCRIPTION

Forests occupy 5088 ha (50% of the total area) in Jūrmala. Of these forests, 49% are dry pine forests, and drained forests with dominant pine canopies are

common. These pine forests are distributed rather uniformly throughout the area. According to data gathered at the Institutes Rupnīprojekts and Silava, 300 boiler-houses with fossil fuel combustion operate in the area, 40% of which are concentrated in the Lielupe to Dubulti area; but Sloka and the industrial area of Dubulti, Pūmpuri and Ķemeri also have high densities. The largest boiler-house is at the Sloka cellulose and paper mill. Another potential pollution source until 1988 was dolomite processing at Sloka. Local industries are relatively small and variable.

MATERIALS AND METHODS

Sample collection was conducted in 1989 using a 1 km spaced grid. In each grid square that contained a suitable Scot's pine forest, a 20×20 m quadrat was set up at least 25 m from major roads. Figure 1 shows the plot locations. A 4 mm thick layer of pine bark was collected from 5 trees at a 1.3 m height around the circumference of each stem. Samples were collected from healthy trees free of lichen and algae growth. The bark from the 5 trees was grouped. Subsamples (5 g) were ashed at 500 degrees celsius for 1.5 hours. The ash was redissolved in concentrated HCl/HNO₃ (1/1) and then heated to dryness. The remaining ash was again redissolved in 5% HCl and filtered. Zn, Cu, Mn, Fe, Cd, Sr, Ni, Co, Pb, Ca and Mg concentrations (air dry weight) were determined using AAS (Perkin-Elmer 403).

A total of 25 samples were also collected for comparison in a control area (the Rīga-Vangaži-Inčukalns forest). Mean concentrations for each element were determined in the control. The relative increase in concentrations

* Faculty of Geography, University of Latvia: Alberta ielā 10, Rīga, LV-1010 LATVIA

** Faculty of Biology University of Latvia: Kronvalda bulv. 4, Rīga, LV-1842 LATVIA

*** Institute of Biology: Miera ielā 3, Salaspils, LV-2169 LATVIA

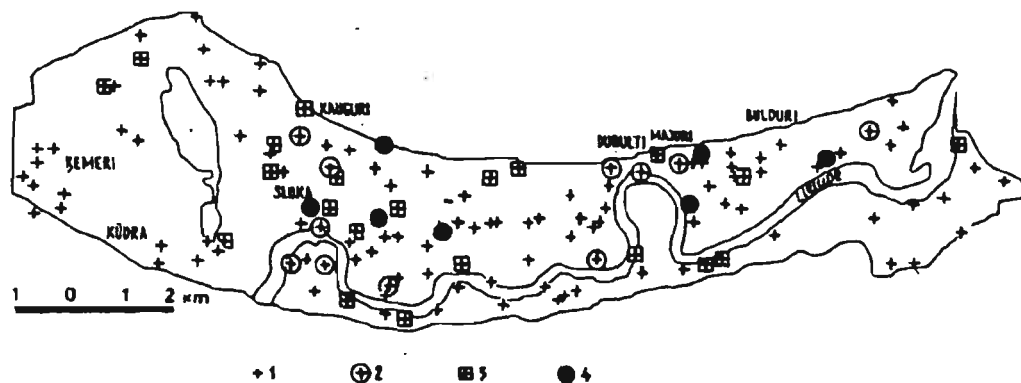


Fig. 1. Map of the Jūrmala area showing the location of study plots and surveys districts.

The numbers given at each site refer to groups classified by their location in a Principal Components Analysis: (1) unpolluted, (2) high pollution, (3) moderate pollution, (4) high Cu and Fe, but low concentration of other elements

at plots in Jūrmala, compared with the control, were determined using an enrichment factor $K_a = K_c/K_f$; where K_c is the plot concentration in Jūrmala and K_f is the mean concentration in the control area. Coefficients K_a over 1.5 (increase in concentration by a factor of 1.5) were considered to be due to emissions according to the criteria of [7]. A Principal Components Analysis was conducted, which locates both elements and plots in ordination space based on the correlation matrix. The Geographical Information System IDRISI (Clark University school of Geography) was used for mapping.

RESULTS AND DISCUSSION

The Table displays summary statistics for the Jūrmala and control areas. The mean concentrations of elements in pine bark, as well as the variation in values, were higher in Jūrmala. The highest coefficients of variation

Table

SUMMARY STATISTICS

Element	Control			Jūrmala			s	s%
	x	min	max	x	min	max		
	(mg/kg)			(mg/kg)				
Ca	2880	1650	5050	4450	1650	15500	2600	58.4
Mg	180	120	230	280	120	1630	250	89.3
Fe	270	180	380	750	180	7000	1000	133.3
Mn	15.3	7.0	27.5	22.8	5.0	127.5	14.3	62.7
Cu	3.2	1.6	4.7	6.0	1.6	84.0	11.5	191.6
Zn	20.0	12.0	29.0	25.9	12.3	184.0	32.3	124.7
Cd	0.2	0.1	0.6	0.4	0.1	1.4	0.3	62.5
Pb	8.8	0.5	21.0	20.0	0.5	91.5	14.1	69.1
Ni	1.9	1.1	2.9	3.5	1.1	14.0	1.8	51.4
Sr	2.5	1.8	3.8	6.5	1.8	36.0	5.3	81.5
Co	1.6	0.6	2.7	3.7	0.6	19.5	3.0	82.2

Summary statistics for concentration of elements in pine park in the Jūrmala and control areas. Means (x), ranges (min. and max.), standard deviations (s) and coefficients of variation (s%) are presented.

in Jūrmala were 191.6%, 133.3%, and 129.7% for Cu, Fe and Zn, respectively. The higher variability here suggests more sources of pollution.

A centred and standardized Principal Components Analysis, based on the correlation matrix, was conducted (Figure 2a–b). The first and second axes accounted for 43.1% and 13.7% of the variability, respectively. Thus, only the first axis is of major importance. An ordination of elements (Figure 2a) indicated that the variance along the first axis is due to differences in the magnitude of most of the elements (Ca, Cd, Co, Mg, Mn, Ni, Pb and Zn). The distance between any two elements in the ordination indicates their similarity in concentration. Elements with increased correlations are located closer together. Since most of the elements are correlated, the area of Jūrmala cannot be partitioned into localities identified by associations of different elements, but rather sites differ in the magnitude of concentrations. Four groups of sampling locations may be identified in the site ordination (Figure 2b): 1: relatively unpolluted; 2 and 3: high and moderate, respectively, concentrations of Ca, Cd, Co, Mg, Mn, Ni, Pb and Zn; and 4: high concentrations of Cu and/or Fe but low to moderate concentrations of other elements. Most sites in Groups 2, 3 and 4 are located in the area of Sloka and the Dubulti to Lielupe districts.

Individual element concentrations were mapped to characterize Jūrmala by the amounts of pollutants. The frequency distribution of concentrations varied between elements. For example, the frequency distribution of Cu exhibited a positive asymmetry, indicating that only a few plots had high concentrations (Figure 3a). Most concentrations ranged between 1.6 and 8.4 mg/kg, but only a few exceeded 16.8 mg/kg. The mapping of Cu concentrations of bark indicates that the areas with highest emissions are Dubulti-Majori, Bulduri-Lielupe, Sloka, Kūdra, Kauguri, and Asari. Most of the area between Dubulti and Lielupe has increased concentrations, with the enrichment ratio K_a reaching 21.9 in Majori. Sloka

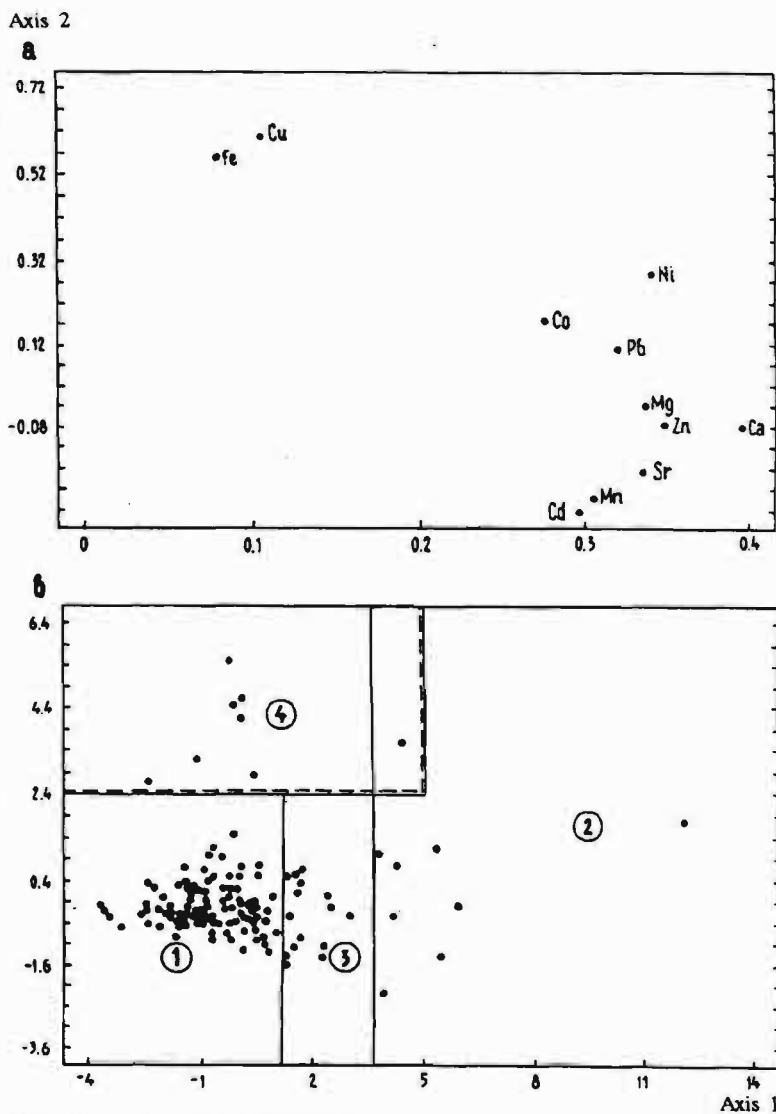


Fig. 2. Principal Components Analysis. Both elements and sites are plotted (2a and 2b, respectively) in 2-dimensional ordination space

has a maximum Ka of 26.3. Sources of pollution at both of these areas include many industries, boiler-houses, and vehicle and rail transport.

Most Cd concentrations in Jūrmala range between 0.3 and 0.4 mg/kg, compared with 0.2 mg/kg in the control area (Table). The frequency distribution of Cd differs from Cu (Figure 4a). More sites have Cd enrichment factors over 1.5, including the industrial areas of Sloka and Dubulti, as well as around the boiler-houses of Ķēmeri, Kūdra, and Majori to Bulduri. The maximum concentration (1.4 mg/kg) was found between Majori and Dubulti.

Ca has a more normal frequency distribution (Figure 5a). Again, as for Cu and Cd and other elements, the largest concentrations of Ca are shown to be around Sloka and the Dubulti-Majori area (Figure 5b).

A number of element associations may be recognized by the spatial distribution of groups of indicator elements with their concentrations. The most plots with high enrichment ratios were found in the area bounded by Dubulti, Majori, Dzintari and the Lielupe river. This polluted area can be further divided into two zones (elements are given with their mean enrichment ratios): (1) coastal zone — Fe 7.5, Cu 6.5, Co 5.6, Pb 5.2, Mg 4.0, Zn 3.8, Sr 3.6, Ca 3.3, Ni 3.3, Cd 2.5, Mn 1.9; and (2) peripheral zone along the Lielupe river — Cu 6.5, Sr 3.4,

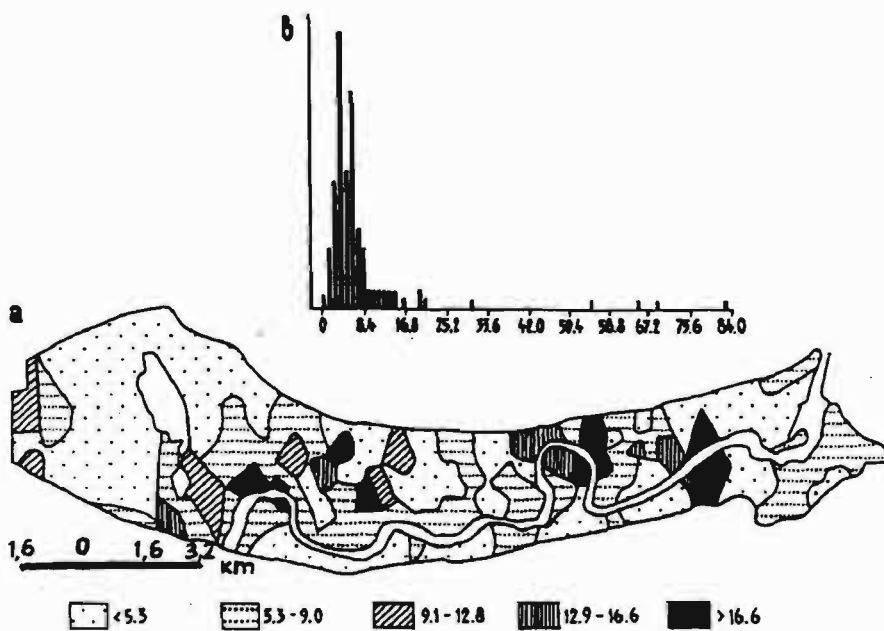


Fig. 3. Cu concentrations (mg/kg) in pine bark in Jūrmala. a: frequency distribution; b: spatial distribution in Jūrmala

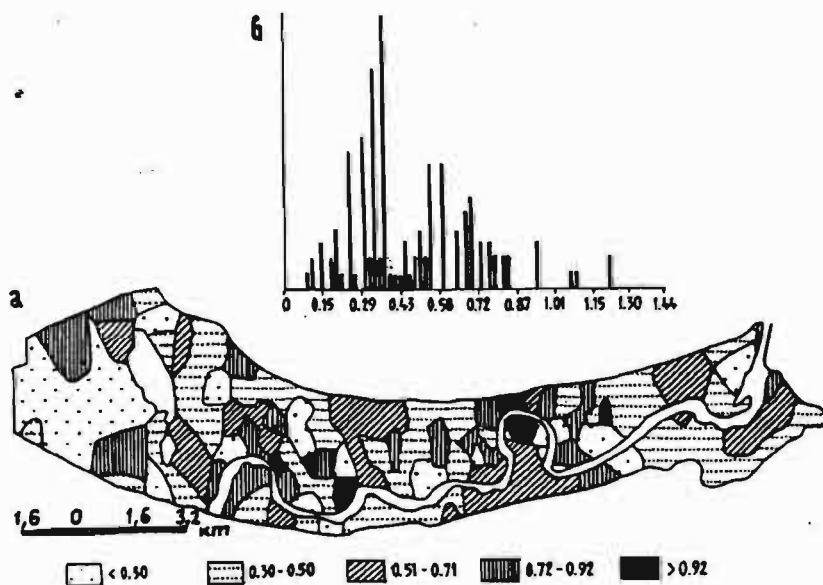


Fig. 4. Cd concentrations (mg/kg) in pine bark in Jūrmala.
a: frequency distribution; b: spatial distribution in Jūrmala

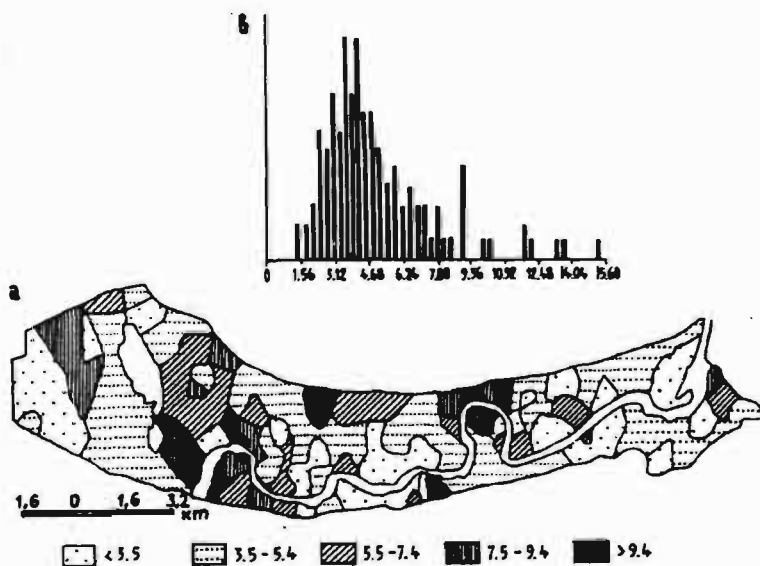


Fig. 5. Ca concentrations (mg/kg) in pine bark in Jūrmala.
a: frequency distribution; b: spatial distribution in Jūrmala

Pb 3.2, Zn 3.1, Co 3.0, Ni 2.8, Mg 2.0, Fe 1.7, Cd 1.5. The coastal zone has higher enrichment ratios, which coincides with the increased density of emission sources in the area, including both boiler-houses and local industry.

The Sloka area is characterized by many emission sources of variable size. The element indicators here, with their mean enrichment ratios, are Sr 5.2, Fe 5.1, Co 4.2, Mg 4.0, Pb 3.8, Ca 3.5, Ni 3.1, Mn 2.7, Cd 2.2 and Zn 1.9. The high Sr, Mg and Ca concentrations are likely due to the dolomite industry, which was in operation until 1988.

The point sources of emissions close to Ķemeri are local boiler-houses, and the affected area is smaller. Fewer elements here have enrichment ratios over 1.5: Sr 2.8, Mg 2.6, Fe 2.5, Ni 2.0, Pb 1.9, Cu 1.7 and Co 1.6.

The emissions of elements in Jūrmala are not due to major point sources of pollution. Rather, the pollutants have increased concentrations in areas with higher densities of small boiler-houses and local industries. Thus, the atmospheric deposition varies in magnitude for most of the elements surveyed, and a group of elements cannot be used to characterize a particular point source.

ACKNOWLEDGEMENTS

We gratefully acknowledge the assistance of K. Kalvišķis for computer analysis and mapping, and A. Kursule for the AAS analysis. This work was funded by the Jūrmala City Council.

REFERENCES

1. Смит Уильям Х. Лес и атмосфера // Взаимодействие между лесными экосистемами и примесями атмосферного воздуха. — М.: Прогресс, 1985, 429 с.
2. Шуберт Р. Возможности применения растительных биоиндикаторов в биолого-технической системе контроля окружающей среды // Выработка и внедрение на комплексных фоновых станциях методов биологического мониторинга. — Рига, 1983, С. 88—99.
3. Алексукин Л. Антропогенные биогеохимические аномалии тяжелых металлов в ландшафте Мещерской низменности // Биогеохимическая индикация окружающей среды. — Л.: Наука, 1988, С. 6.
4. Касимов Н., Батоян В., Белякова Т. и др. Эколого-геохимические оценки городов // Вестник Московского университета. География. — 1990, № 3, С. 3—12.
5. Kartesharju, M., Kartesharju, J. Studies on epiphytic lichens and pine bark in the vicinity of a cement works in northern Finland // Silva fenn. — 1989, 23, N 4, P. 301—310.
6. Stöcker, G., Gluch, W. Bioindication of acid depositions on forest ecosystems: Recognition of local and regional patterns // Arch. Naturschutz and Landschaftsforsch. — 1990, 30, N 1, P. 3—12.
7. Сагт Ю., Ревич Б., Янин Е. и др. Геохимия окружающей среды. — М.: Недра, 1990, 332 с.

Received March 24, 1993

MAŽEĪKU RŪPNIECĪBAS OBJEKTU IETEKME UZ ĶĪMISKO ELEMENTU KONCENTRĀCIJU SŪNĀS UN MEŽA AUGSNĒS LATVIJĀ

O. Nikodemus*, G. Brūmelis**

*Aprakstīti vides piesārņojuma indikācijas rezultāti Dienvidkurzemes meža ekosistēmās, par sārņu sorbentu izmantojot sūnu *Pleurozium schreberi* un augsni. Konstatēta Mažeīku naftas pārstrādes kombināta ietekme uz sūnu un augšņu horizontu (A, A₁) ķīmisko sastāvu Latvijas teritorijā. Analizēta augšņu tipa un meža augšanas apstākļu tipa sakarība ar augšņu ķīmisko sastāvu.*

Atslēgvārdi: ķīmiskie elementi, sūna *Pleurozium schreberi*, augsnes, augsnes horizonti, piesārņojums.

1. IEVADS

Pēc Latvijas teritorijas bioindikācijas rezultātiem [Magone, Karpa, Teivāns, 1991; Nikodemus, 1991; Brūmelis, 1992], viens no vides piesārņojuma ziņā sarežģītākajiem areāliem Latvijā ir Mažeīku apkārtnē. Mažeīku naftas pārstrādes kombināts atrodas Lietuvas Republikas ziemeļrietumdaļā pie Latvijas robežas. 1980.gadā rūpniecībā tika iedarbināts pirmais tehnoloģiskais komplekss, 1983. gadā sāka darboties otrais tehnoloģiskais komplekss. Mažeīku naftas pārstrādes kombināts sastāv no vairākām iekārtām (divām kombinētām iekārtām - KG-4, elementārā sēra ražošanas iekārtas, bituma ražošanas iekārtas u.c.), kas atmosfērā izmet veselu virkni sārņu: sēra anhidrīdu, slāpekļa oksīdu, vanādija oksīdu, sērūdeņradi un ogļūdeņražus. Mažeīku naftas pārstrādes kombināta tuvumā darbojas TEC. Mažeīku naftas kombinātā piesārņojuma avoti izvietoti virzienā no ziemeļiem uz dienvidiem, kā rezultātā, dominējot ziemeļu un dienvidu vējiem, piesārņojuma ingredientu koncentrācija atmosfērā summejas.

Līdz šim Latvijas Republikā trūka precīzas informācijas par piesārņojošo vielu izkliedi atmosfērā no Mažeīku rūpniecības mezgla. Pasaules praksē, lai izvērtētu atmosfēras piezemes gaisa slāņa piesārņojuma pakāpi, tajā skaitā smago metālu saturošus nokrišņus, bieži izmanto sūnas [Ruhling and Tyler, 1971; Folkeson, 1979; Pilegard, 1979; Rasmussen and Johsen, 1976]. Metālu saturs sūnās adekvāti atspoguļo atmosfēras piesārņojuma pakāpi. Tomēr, izvērtējot metālu analīžu rezultātus, jāievēro vairākas ķīmisko elementu akumulācijas nianšes sūnās. Atmosfēras piesārņojums un metālu saturs sūnās var atšķirties dažādos meža augšanas apstākļu tipos [Brūmelis, 1992]. Ir noskaidrots, ka metālu kustība ekosistēmā ir atkarīga ne tikai no meža augšanas apstākļu tipa, bet arī no citiem faktoriem, kuri var ietekmēt metālu daudzumu sūnās [Berggren et al., 1990; Ross, 1990; Steinnes et al., 1991].

Atmosfēras piezemes gaisa slāņa ķīmisko sastāvu atspoguļo arī elementu koncentrācija augsnē [Caem и др., 1990]. Augsnes ķīmisko sastāvu nosaka tās dabīgais fons, elementu migrācijas

likumsakarības un citi faktori [Dudka, 1992]. Līdz ar to augsne ne vienmēr precīzi parādīs atmosfēras piesārņojumu.

Šajos pētījumos sūnas un meža augsnes izmantotas Mažeīku naftas pārstrādes kombināta ietekmes zonas raksturošanai.

2. PĒTĪJUMU MATERIĀLS UN METODIKA

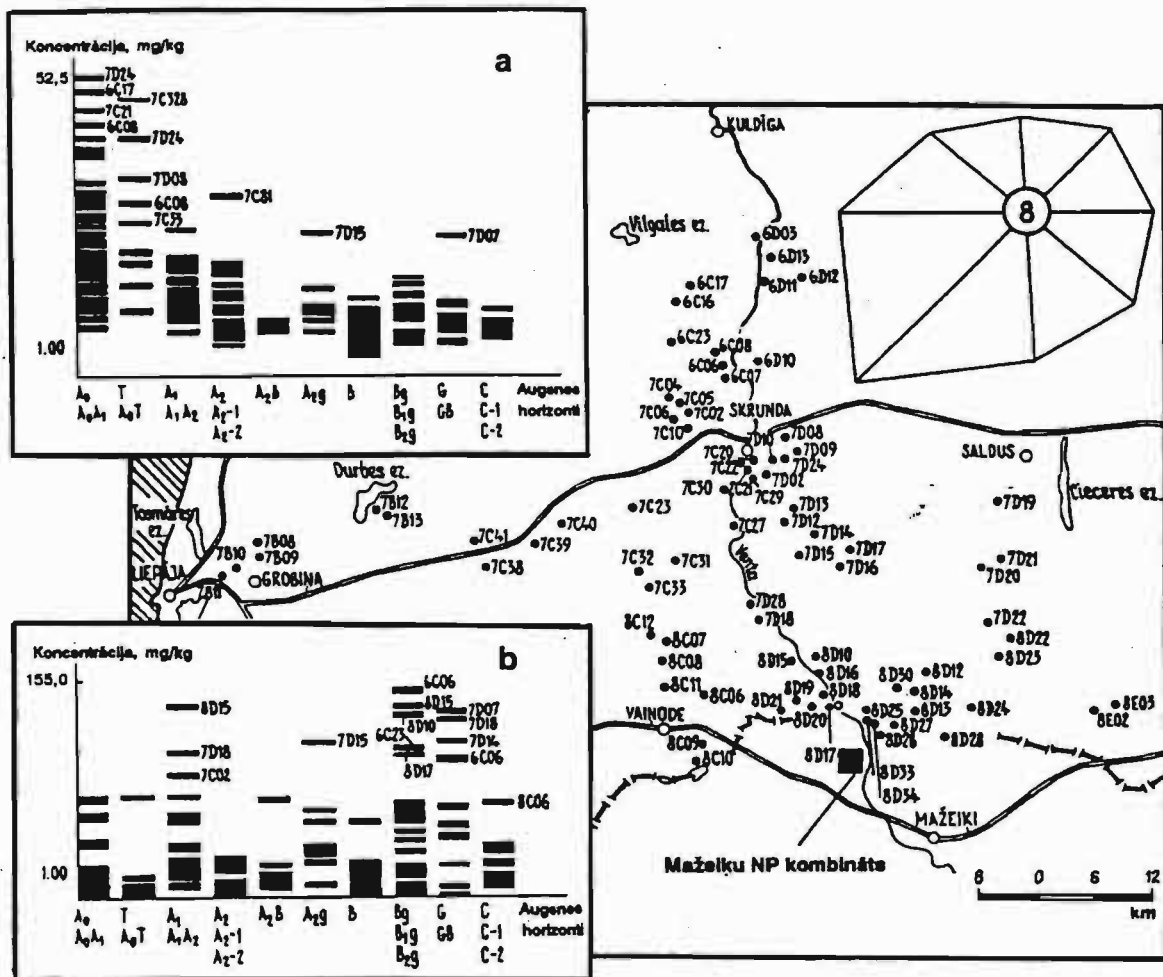
PARAUGU IEVĀKŠANA. Augsnes un sūnu bioģeokīmiskie pētījumi Mažeīku apkārtnē veikti 1991. un 1992.gadā. Teritoriāli augsnes rakumi un sūnu ievākšanas parauglaukumi izvietoti tā, lai ne tikai noskaidrotu Mažeīku rūpniecības mezgla ietekmes zonu, bet arī konstatētu vides piesārņojumu Rietumkursas augstienē un Liepājas apkārtnē (1. att.). Mežos parauglaukumi pēc iespējas tika izvietoti priežu mētrājā, lāna vai damakšņa mežu tipos. Apvidos, kur tie nebija sastopami, — līdzīgos mežu augšanas apstākļu tipos. Katrā parauglaukumā tika aprakstīta veģetācija un izdarīts augsnes dziļrakums. Augsnes paraugi ievākti no katra augsnes horizonta. Ja horizonti bija ļoti biezi, tad no tiem noņēma vairākus paraugus. Vidējais paraugs no augsnes virsējā horizonta (A₀ vai A₁) iegūts no pieciem punktveida paraugiem ar konverta metodi.

Paralēli tajās pašās ekosistēmās no 40 × 40 m liela parauglaukuma ievāca sūnu *Pleurozium schreberi*. Katrā parauglaukumā paraugus ievāca trīs atkārtojumos tā, lai ķīmisko elementu akumulācija sūnā neietekmētu to izskalošanos no koku vainagiem.

LABORATORIJAS ANALĪZES. Augsnes paraugi laboratorijā tika izžāvēti un izsijāti caur 1 mm sietu. Elementu kopsaturu paraugos noteica Lietuvas Republikas Minerāloģijas un ģeokīmijas institūtā ar emisijas-spektrofotometrijas metodi. Pirms ķīmisko elementu noteikšanas paraugi nosvērti (iesvars 5 g) un pārpelnoti mufeļa krāsnī 450—500° C temperatūrā. Pārpelnošanas laiks 5 stundas. Pēc pārpelnošanas paraugi tika vēlreiz nosvērti. Svāra zudumi pārpelnošanas laikā ņemti vērā, aprēķinot ķīmisko elementu koncentrāciju. Spektrālā analīze veikta ar kvarca spektrogrāfu ИСП-30 un ИСП-28, kā arī spektroprojektoru ПС-18. Ar

*Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas fakultāte: Alberta ielā 10, Rīga, LV-1010.

**Latvijas Universitāte, Bioloģijas fakultāte: Kronvalda bulv. 4, Rīga, LV-1842.



1. att. Parauglaukumu izvietojums Dienvidkurzemes mežu ekosistēmās un svina un vanādija koncentrācijas sadalījums pa P, PT, PgT, PGT, Pg, PG, VG, VG augšņu horizontiem. Tumšie laukumiņi parāda elementa konkrēto vērtību konkrētajā parauglaukumā; a — svins; b — vanādijs

spektrālo metodi augšnes paraugos tika noteikta Cu, Pb, Sn, Cr, Zn, Ni, Co, Mn, B, Ti, La, Y, Yb, P, V, Sr, Ga, Zr un Ba koncentrācija.

Sūnu paraugus pēc ievākšanas izžāvēja 40° C temperatūrā un attīrīja no skujām, lapām un citiem piemaisījumiem. Tālākai analīzei izmantoti tikai sūnu pēdējo trīs gadu pieaugumi. Sausie paraugi (iesvars 2 g) tika apstrādāti ar koncentrētu slāpekļskābi līdz to pilnīgai oksidācijai. Cu, Zn, Fe, Pb, Ca un K noteikts LZA Bioloģijas institūtā ar atomabsorbcijas spektrofotometru.

Sūnu paraugi vanādija noteikšanai pārpelnoti mufelja krāsnī 500° C temperatūrā. Pārpelnošanas laiks — 4 stundas. Pārpelnotie paraugi atšķaidīti ar sāļsskābi. Vanādijs noteikts ar spektrofotometrijas metodi.

DATU APSTRĀDE UN INTERPRETĀCIJA. Datu apstrāde veikta Latvijas Universitātes Ģeogrāfiskās informācijas sistēmas laboratorijā. Pēc iegūtajiem analīžu rezultātiem un parauglaukumu aprakstiem izveidota datu bāze. Kartoshēmas sastādītas ar datoru, tajās aplīšu diametrs ir proporcionāls elementu koncentrācijai attiecīgajā parauglaukumā. Augšņu kartoshēmas sastādītas atsevišķi pa tipu grupām — trūdaini kūdrainām podzolaugsnēm (PT), tipiskām podzolaugsnēm (P), trūdaini kūdraini podzolētām glejotām (PgT), trūdaini kūdraini podzolētām gleja (PGT) un tipiski podzolētām glejotām (Pg), tipiski podzolētām gleja (PG), velēnpodzolētām glejotām (Pvg) un velēnpodzolētām gleja (PvG) augsnēm.

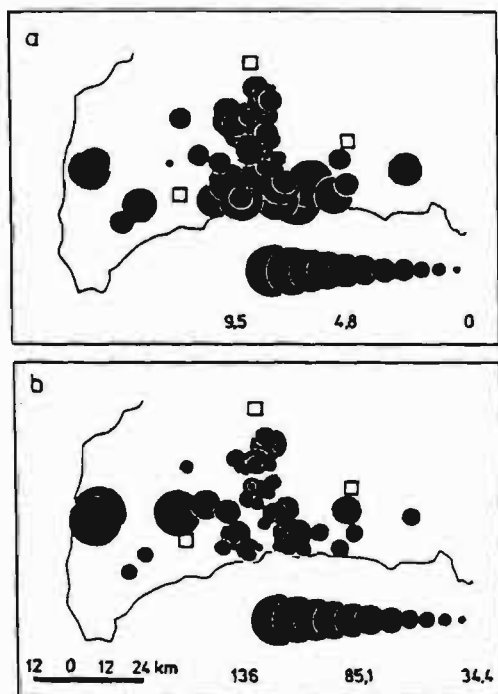
Izmantojot K. Kalviška sastādīto augšņu analīžu apstrādes programmu, izveidotas ķīmisko elementu sadalījuma diagrammas pa augšnes horizontiem.

Elementu koncentrācijas statistiski būtiskās atšķirības starp augšnes un meža augšanas apstākļu tipiem izvērtētas, lietojot vienfaktora dispersijas analīzi un ticamības (95 %) intervālu rangu testu.

3. REZULTĀTI

SMAGO METĀLU SATURS SŪNU *Pleurozium schreberi* LAPŅOS. Vislabāk Mažeiku naftas pārstrādes kombināta ietekmes zona nosakāma pēc vanādija daudzuma *Pleurozium schreberi* sūnās. V koncentrācijas maksimālā vērtība te sasniedz 9,5 mg/kg. Tā pakāpeniski samazinās, attālinoties no Mažeiku naftas pārstrādes kombināta (2.a att.). V fona koncentrācija Dienvidskandināvijā ir 2—4 mg/kg, bet 10 mg/kg sasniedz tikai pie pilsētām, kurās mazutis tiek izmantots elektriskās strāvas ražošanai vai apkurei.

Latvijā visaugstākā vanādija koncentrācija konstatēta 2 km attālumā no 2. Rīgas TEC (25 mg/kg) [Brūmelis, 1992]. Līdz ar to varam uzskatīt, ka Mažeiku naftas pārstrādes kombināta ietekme uz Latvijas teritoriju vanādija piesārņojuma ziņā ir relatīvi mazāka nekā Rīgas TEC ietekme. Vanādija anomālijas lauks Dienvidkurzemē ietver teritoriju — Vainode, Embūte, Nīgrande un Ezere.



2. att. Vanādijs (a) un cinka (b) koncentrācija (mg/kg) *Pleurozium schreberi* lapoņos.

Atsevišķos parauglukumos Mažeikū apkārtne novērojama paaugstināta vara koncentrācija. 8C09 parauglukumā elementa daudzums sūnās ir 10,2 mg/kg. Tā fons Norvēģijas, Somijas un Zviedrijas dienvidos ir 4–8 mg/kg, atsevišķās vietās sasniedzot 12 mg/kg, ko Rietumu speciālisti saista ar sārņu transreģionālo pārnēsi [Ruhling et al., 1992]. Latvijā visaugstākās Cu koncentrācijas ir pie Liepājas — līdz 11,5 mg/kg, aptuveni par 25 % pārsniedzot reģionālā fona līmeni.

Mažeikū apkārtne *Pleurozium schreberi* sūnas satur relatīvi mazāk Cu, tomēr tā daudzums sūnās pārsniedz fona līmeni (4–7 mg/kg). Augstākās koncentrācijas te ir pierobežā un pakāpeniski samazinās ziemeļu virzienā.

Atsevišķos parauglukumos Latvijas pierobežā novērojama arī paaugstināta svina koncentrācija (20 mg/kg). Pb daudzuma sūnās kartēšana Ziemeļrietumeiropā parādīja Centrālās Eiropas valstu piesārņojuma ietekmi uz Baltijas reģionu, kā rezultātā plašā teritorijā tiek paaugstināts reģionālais fons. Latvijā tas svārstās 10–20 mg Pb/kg robežās. Latvijā un Lietuvā augstāks fons ir rietumu daļā, kur piesārņojumu atnes valdošie vēji. Visaugstākā koncentrācija konstatēta uz austrumiem no Liepājas (28 mg/kg), kas saistās ar Liepājas rūpniecības uzņēmumu darbību.

Būtiska Liepājas uzņēmumu ietekme novērojama cinka teritoriālajā sadalījumā (2. b att.). Liepājas tuvumā Zn koncentrācija pārsniedz 100 mg/kg. Augstas elementa satura vērtības novērojamas pat 35 km attālumā no Liepājas. Zviedrijā un Somijā tik augstas koncentrācijas nav konstatētas, un reģionālais fons šo valstu dienvidu reģionos ir zem 40 mg/kg [Ruhling et al., 1992]. Tikai Norvēģijā pie Odas krāsainās metalurģijas uzņēmuma tā koncentrācija pārsniedz 100 mg/kg.

Mažeikū apkārtne Zn saturs *Pleurozium schreberi* sūnās ir reģionālā fona robežās, izņemot vienu parauglukumu. Pašreizējo pētījumu rezultāti neļauj izskaidrot paaugstinātas koncentrācijas iemeslus.

Izvērtējot situāciju Mažeikū apkārtne kopumā, varam secināt, ka kombināta emisijas ietekme Latvijā novērojama teritorijā — Vaiņode, Embūte, Nīgrande, Kursiši un Eleja, un to raksturo paaugstināts vanādijs un vara daudzums sūnas *Pleurozium schreberi* lapoņos. Atsevišķos parauglukumos te novērojams arī paaugstināts svina un dzelzs saturs.

ĶĪMISKO ELEMENTU SATURS AUGSNĒS. Pētāmā teritorijā ir ļoti raiba augsnes sega, ko raksturo augsnes mehāniskā sastāva (smilts, mālsmilts, smilšmāls) un augsnes tipu maiņa teritoriālā griezumā. Augsnes segas teritoriāli sarežģītā struktūra nedod iespēju vides piesārņojumu indikācijā izvēlēties vienu konkrētu augsnes tipu. Līdz ar to viens no uzdevumiem Mažeikū rūpniecības objektu ietekmes izvērtēšanā ir noskaidrot ķīmisko elementu kopsatura diferenciāciju atkarībā no dabiskajiem faktoriem, t.i., augsnes tipa, kas nosaka ķīmisko elementu dabisko fonu, un meža augšanas apstākļu tipa. Viena meža augšanas apstākļu tipa robežās var ietilpt vairāki augsnes tipi. Meža tips raksturo elementu migrācijas īpatnības ekosistēmā un sistēmā atmosfēra-augzne. Parauglukumā pētāmajā teritorijā izvietoti *Vacciniosa*, *Myrtillosa-sphagnosa*, *Myrtillosa*, *Hylocomiosa* un *Oxalidosa* meža augšanas apstākļu tipos, kur dominē trūdaini kūdrainā podzolaugsne (PT), trūdaini kūdrainā podzolētā glejotā augsne (PgT), tipiskā podzolaugsne (P), velēnu podzolaugsne (Pv), tipiski podzolētā glejotā augsne (Pg) un velēnu podzolētā glejotā vai gleja augsne (VG). Pv un VG augsnēm virsējo horizontu daudzos gadījumos, atšķirībā no pārējiem tipiem, kur virskārtās sastopams nedzīvās zemsegas horizonts (A₀), veido trūda akumulācijas horizonts (A₁). A₀ horizonts te ir ļoti plāns (1–3 cm) vai arī nav sastopams. Tas rada problēmas tradicionālajai pieejai atmosfēras piesārņojuma indikācijai, izmantojot par piesārņojumu sorbentu augsnes virsējos horizontus.

Lai noskaidrotu minēto faktoru ietekmi uz elementu kopsaturu Dienvidkurzemes meža augsnēs, starp augsnes un mežu augšanas apstākļu tipiem tika izvērtētas elementu koncentrācijas statistiski būtiskās atšķirības. Konstatēts, ka augsnes tips statistiski būtiski ietekmē Ni, Co, B, Ti, V, Cr, Ba un Mn kopsaturu Dienvidkurzemes mežu augsņu virsējos horizontos (A₀, A₁) (1. tab.). Netika konstatēta svina un vara atkarība no augsnes tipa. Relatīvi zemākas pētīto elementu koncentrācijas virsējā horizontā raksturīgas tipiskai podzolaugsnei, kūdrainām podzolētām glejotām augsnēm un trūdaini kūdrainām podzolaugsnēm. Šiem augsņu tipiem A₀ horizonts ir biežāks (10–30 cm) nekā tipiski podzolētām glejotām augsnēm. Velēnu glejaugsnēm un velēnu podzolaugsnēm reizēm nedzīvās zemsegas horizonts nav sastopams. Pēdējie augsnes tipi Dienvidkurzemes mežos sastopami galvenokārt uz smagāka mehāniskā sastāva augsnes cilmiežiem (smilšmāla un māla). Tas nozīmē, ka ķīmisko elementu koncentrāciju augsnes nedzīvās zemsegas horizontā būtiski ietekmē tā biežums, mineralizācijas pakāpe un augsnes cilmieža mehāniskais sastāvs. No teiktā varam secināt, ka dabisko faktoru ietekme uz elementu kopsaturu augsnes virsējā horizontā Dienvidkurzemē ir daudz būtiskāka nekā antropogēnā (vides piesārņojuma) faktora ietekme.

Savukārt svina sadalījumā augsnes tipa ietekme nav būtiska. Tas saistās ar svina antropogēno piesārņojumu un izteikto augsnes ainavģeoķīmisko barjeru, ko svina migrācijā veido A₀ horizonts [Глазовская, 1988]. Svins, kurš uz augsnes izsēžas ar nokrišņiem, nobīrām un citā veidā, parasti eksistē divvērtīgā katjonu formā un saistās ar organiskajiem sorbentiem [Zündahl, Skogerboe, 1977]. Pēc tam svins reaģē ar sulfātu, fosfātu un karbonātu anjoniem, kas samazina tā šķīdību un traucē migrāciju lejā pa meža augsņu profilu. Līdz ar to intensīvāka svina akumulācija

1. tabula

ĶĪMISKO ELEMENTU KONCENTRĀCIJAS (MG/KG)
VĒRTĪBAS AUGSNES A₀ VAI A₀ A₁ HORIZONTOS*

Augsnes tips						Meža augšanas apstākļu tips					
PT	PgT	P	Pv	Pg	VG	V	MS	M	H	O	
mg kg ⁻¹						mg kg ⁻¹					
Ni $\alpha < 0,01$						$\alpha < 0,05$					
\bar{x}	5,3	5,3	7,7	2,7	11,9	13,1	5,4	4,4	6,9	9,3	12,4
s	1,2	0,8	0,9	4,6	1,9	1,0	0,7	0,9	0,7	0,8	2,0
Co $\alpha < 0,001$						$\alpha < 0,01$					
\bar{x}	1,2	1,0	2,3	4,1	4,6	4,4	1,2	1,2	1,8	3,3	4,0
s	0,4	0,3	0,3	1,5	0,7	0,6	0,3	0,5	0,4	0,4	0,7
B $\alpha < 0,001$						$\alpha < 0,001$					
\bar{x}	8,9	10,9	16,3	26,2	25,7	32,4	8,8	10,8	13,4	23,8	24,6
s	1,7	1,5	1,6	4,5	3,0	3,0	1,2	2,8	2,4	2,0	2,7
Ba $\alpha < 0,001$						$\alpha < 0,01$					
\bar{x}	106	80	202	266	166	304	90	102	140	245	235
s	40	17	20	17	57	34	17	43	28	27	26
Ti $\alpha < 0,001$						$\alpha < 0,001$					
\bar{x}	463	615	1387	2173	2475	2546	546	697	931	2054	2087
s	93	148	201	396	350	357	74	316	200	242	267
V $\alpha < 0,01$						n.s.					
\bar{x}	11,8	14,7	19,1	30,0	37,8	44,3	12,4	12,1	13,6	26,3	35,1
s	2,7	2,6	4,5	6,0	9,0	6,2	2,5	3,3	1,7	4,5	6,1
Cr $\alpha < 0,01$						$\alpha < 0,01$					
\bar{x}	6,7	8,9	17,6	28,6	25,8	28,2	8,7	9,5	12,4	21,5	26,9
s	1,0	1,5	2,5	8,8	4,0	3,6	1,3	3,7	2,2	2,4	4,1
Cu n.s.						n.s.					
\bar{x}	4,2	8,2	7,3	8,8	6,8	8,1	8,5	6,7	6,6	6,0	8,7
s	1,0	2,8	0,9	2,7	0,9	0,8	2,2	2,1	1,4	0,6	1,3
Pb n.s.						$\alpha < 0,05$					
\bar{x}	28,8	32,4	28,9	22,0	29,7	15,7	36,4	29,0	33,6	19,3	26,4
s	3,1	5,3	3,1	2,1	7,0	1,5	4,4	4,1	4,0	1,3	4,0
Mn $\alpha < 0,01$						n.s.					
\bar{x}	207	148	408	1540	477	386	194	460	405	843	278
s	129	36	62	716	163	124	50	348	146	276	69
n=	6	6	23	7	7	9	6	5	9	19	19

*Ķīmisko elementu koncentrācijas (mg/kg) vērtības augsnes A₀ vai A₀ A₁ horizontos grupētas pa augsnes tipiem un meža augšanas apstākļu tipiem.

Augsnes tipi: PT — trūdaini kūdrainā podzolaugsne, PgT — trūdaini kūdrainā podzolētā glejotā augsne, P — tipiskā podzolaugsne, Pv — velēnu podzolaugsne, Pg — tipiski podzolētā glejotā augsne, VG — velēnpodzolētā gleja vai glejotā augsne.

Meža augšanas apstākļu tipi: V — *Vacciniosa* (mētrājs), MS — *Myrtilloso-sphagnosa* (slapjais damaksnis), M — *Myrtillosa* (lāns), H — *Fylocomiosa* (damaksnis), O — *Oxalidosa* (vēris).

n.s. — nav statistiski būtiskas atšķirības starp koncentrācijām parauglukumos.

novērojama augsnes horizontos, kas satur organiskās vielas (1.a att.). Vanādijam un citiem elementiem nav raksturīga minētā

likumsakarība (1.b att.), bet novērojama to uzkrāšanās iluviālā glejotā vai gleja horizontos.

Pb, Cr, Ti, Ba, B, Co un Ni daudzums augsnes virsējā horizontā (A₀, A₁) būtiski saistās ar meža augšanas apstākļu tipu (1. tab.). Tajā pašā laikā vanādijam, varam un mangānam minētā likumsakarība nav novērota. Relatīvi vairāk Ni, Co, Cr, Pb un Ti ir damakšņā (H) un vēra (O) meža augšanas apstākļu tipu augsnēs nekā mētrāja (V), slapjā damakšņā (MS) vai lāna (M) tipa augsnēs. Tas, šķiet, izskaidrojams ar to, ka pirmajos divos tipos dominē velēnu podzolaugsne vai velēnu podzolētā glejotā augsne. Šajās augsnēs virsējo horizontu nereti veido minerālaugsne. Tas paaugstina Ni, Co, Cr un Ti daudzumu salīdzinājumā ar organisko vielu veidotiem horizontiem. Savukārt Pb koncentrācijas augstākās vērtības novērojamas meža augšanas apstākļu tipos (mētrājā un lānā), kur dominē augsnes ar relatīvi biežāku nedzīvās zemsegas horizontu (PT, PgT, P).

Citas tendences ķīmisko elementu sadalījumā raksturīgas B un Bg horizontā (2. tab.). Augsnes tips būtiski ietekmē Ni, Co, B, Ti, V, Cr, Cu un Mn daudzumu. Svina un bārija daudzums augsnes iluviālā un iluviālā glejotā horizontā būtiski neatšķiras pa augsnes tipiem. Relatīvi vairāk visus pētāmos elementus, izņemot svinu, satur velēnu podzolaugsne, podzolētā glejotā un velēnu podzolētā glejotā vai gleja augsne. Šāda tendence saistās ar augsnes mehāniskā sastāva diferenciaciju, jo šajās augsnēs dominē smilšmāls un mālsmilts, pretēji smilts nogulumiem pārējos tipos. Svina koncentrāciju būtiski neietekmē augsnes mehāniskā sastāva maiņa un glejošanās procesa attīstība.

Statistiski būtiska atšķirība starp meža augšanas apstākļu tipiem iluviālā un iluviālā glejotā horizontā vērojama tikai svina koncentrācijā. Kaut arī starp mežu augšanas apstākļu tipiem augsnes B vai Bg horizontā pārejo elementu lielākā koncentrācija novērojama damaksnī, slapjajā damaksnī un vēri, relatīvi augstās elementu vērtību standartnovirzes viena tipa robežās nedod iespēju statistiski droši apgalvot, ka augsņu iluviālā un iluviālā glejotā horizonta ķīmiskās īpašības ir cieši saistītas ar meža augšanas apstākļu tipu. Elementu koncentrāciju lielās svārstības viena tipa ietvaros saistās kā ar augsnes mehānisko sastāvu diferenciaciju, tā arī ar glejošanās procesa attīstību. Kā jau iepriekš teikts, svina sadalījumu pa augsnes horizontiem un augsnes tipiem minētie faktori neietekmē.

Iegūtie pētījumu rezultāti rāda, ka Mažeikū naftas pārstrādes kombināta ietekmes zonas izpētē, par piesārņojumu sorbentu izmantojot augsni, jāņem vērā augsnes tips un mehāniskais sastāvs, kas būtiski ietekmē tās dabisko fonu. Tāpēc augsnes ķīmiskā sastāva kartēšanā augsnes tipus grupējam pēc dabiskā fona līdzības principa (3. a, b att.).

Tāpat kā *Pleurozium schreberi* sūnā vanādija daudzums augsnē parāda Mažeikū naftas pārstrādes kombināta ietekmes zonu. Vislabāk tā izsekrojama augsnēm ar biezu A₀ horizontu (P,PT, PGT). Šajos augsnes tipos, kā arī velēnu gleja un glejotās augsnēs paaugstinātas elementa daudzuma vērtības raksturīgas virsējos horizontos Vaiņodes, Embūtes, Strakšu, Pampāļu, Kursišu un Ezeres teritorijā (3. a, b att.). Tomēr vanādija koncentrācija maksimālā virsējā horizontā konstatēta 7D15 parauglukumā (73 mg/kg), kas atrodas 26 km attālumā no Mažeikū naftas pārstrādes kombināta, podzolētās glejaugsnes A₀ horizontā. Horizonta biezums — 4 cm. Augsnes mehāniskais sastāvs — māls. Tāpēc šķiet, ka augsto vanādija saturu atsevišķos parauglukumos Latvijas pierobežā nosaka augsnes mehāniskais sastāvs. Vanādija migrācijas un akumulācijas īpatnību rezultātā Mažeikū apkārtnē novērojamas lielas šā elementa kopsatura svārstības.

KĪMISKO ELEMENTU KONCENTRĀCIJAS (MG/KG)
VĒRTĪBAS AUGSNES B VAI B_g HORIZONTOS*

Augsnes tips						Meža augšanas apstākļu tips				
PT	PgT	P	Pv	Pg	VG	V	MS	M	H	O
mg kg ⁻¹						mg kg ⁻¹				
Ni $\alpha < 0,001$						n.s.				
\bar{x} 8,2	8,6	10,0	18,0	15,5	27,2	7,3	12,9	13,6	14,0	16,5
s 3,9	1,9	1,0	4,0	4,4	5,4	0,5	5,6	3,4	1,5	3,4
Co $\alpha < 0,001$						n.s.				
\bar{x} 3,0	3,7	3,7	5,9	6,6	8,3	3,2	5,2	4,7	4,7	5,7
s 0,1	0,7	0,2	1,5	1,2	1,3	0,2	2,2	1,1	0,5	0,8
B $\alpha < 0,001$						n.s.				
\bar{x} 23,5	24,2	25,1	38,3	47,8	46,2	21,2	33,2	24,2	32,4	39,9
s 2,1	2,4	1,1	8,5	7,3	5,5	1,3	13,1	1,1	2,9	3,9
Ba n.s.						n.s.				
\bar{x} 277	346	317	390	339	386	276	319	397	332	346
s 29	45	22	30	19	35	25	47	55	17	18
Ti $\alpha < 0,001$						n.s.				
\bar{x} 2076	2325	1927	2611	3859	4181	1677	2097	2130	2658	3339
s 316	263	143	257	680	757	231	387	249	213	485
V $\alpha < 0,005$						n.s.				
\bar{x} 14,2	30,3	17,3	43,9	68,4	86,5	11,8	54,8	29,3	36,3	49,0
s 1,2	12,3	1,7	16,9	19,9	16,5	1,2	25,3	13,4	7,1	11,4
Cr $\alpha < 0,005$						n.s.				
\bar{x} 21,6	25,5	21,4	39,0	45,3	50,7	16,3	34,9	28,1	33,9	34,4
s 2,1	5,9	2,0	10,8	9,0	10,1	1,5	16,8	8,0	3,8	5,4
Cu $\alpha < 0,001$						n.s.				
\bar{x} 3,5	4,5	4,3	9,5	10,3	9,5	3,9	7,2	6,5	6,5	6,9
s 0,7	0,7	0,4	2,3	1,8	1,8	0,3	3,3	2,1	0,7	1,1
Pb n.s.						$\alpha < 0,05$				
\bar{x} 10,2	10,3	9,4	12,0	10,0	10,9	10,5	14,1	9,4	10,3	9,3
s 1,2	0,8	0,5	2,2	1,2	1,1	0,8	2,8	0,8	0,5	0,7
Mn $\alpha < 0,05$						n.s.				
\bar{x} 160	189	300	571	327	356	279	220	308	424	257
s 19	29	23	192	56	62	54	61	35	79	27
n= 6	6	23	7	7	9	6	5	9	19	19

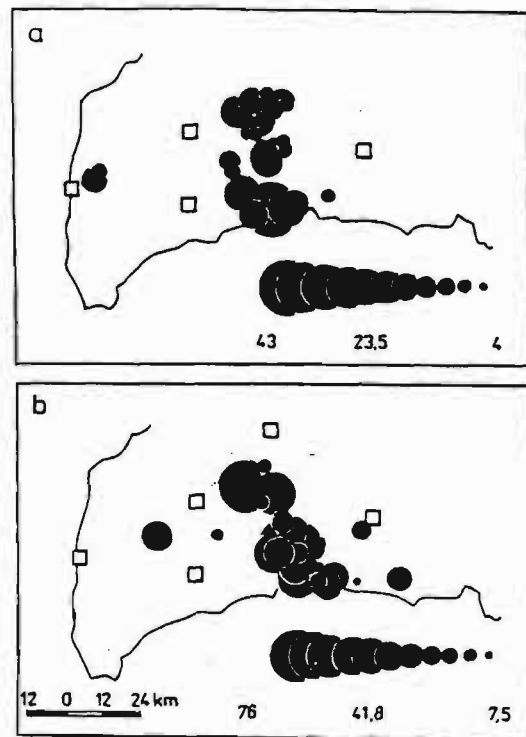
*Ķīmisko elementu koncentrācijas (mg/kg) vērtības augsnes B vai B_g horizontos grupētas pa augsnes tipiem un meža augšanas apstākļu tipiem.

Augsnes tipi: PT — trūdaini kūdrainā podzolaugsne, PgT — trūdaini kūdrainā podzolētā glejotā augsne, P — tipiskā podzolaugsne, Pv — velēnu podzolaugsne, Pg — tipiski podzolētā glejotā augsne, VG — velēnpodzolētā gleja vai glejotā augsne.

Meža augšanas apstākļu tipi: V — *Vacciniosa* (mētrājs), MS — *Myrtilloso-sphagnosa* (slapjais damaksnis), M — *Myrtillosa* (lāns), H — *Fylocomiosa* (damaksnis), O — *Oxalidosa* (vēris).

n.s. — nav statistiski būtiskas atšķirības starp koncentrācijām parauglaukumos.

Analizējot augsnes ķīmiskā satāva izmaiņas Dienvidkurzemē, varam secināt, ka pētāmajā teritorijā ir ļoti raiba augsnes sega. Augsnes mehāniskais sastāvs, gleja veidošanās procesa attīstība



3. aa. Vanādija koncentrācija (mg/kg) P, PT, PgT, PGT (a) un Pg, PG, VG (b) augsņu virsējā horizontā (A₀ vai A₀A₁).

un augsnes tips būtiski ietekmē augsnes ķīmisko sastāvu un elementu migrāciju. Ļoti grūti ir izvērtēt Mažeiku naftas pārstrādes kombināta ietekmi uz augsnes ķīmisko sastāvu. Tas nozīmē, ka teritorijās ar daudzveidīgu augsnes segas struktūru un relatīvi mazu antropogēno piesārņojumu tradicionālā pieeja augsnes ķīmisko elementu kopsatura izpētē nedod vēlamos rezultātus piesārņotā areāla indikācijā. Izmantojot elementu kustīgās formas, kuru izpēte Mažeiku naftas pārstrādes kombināta ietekmes zonā ir uzsākta, ir iespējams precīzāk novērtēt piesārņojuma radīto elementu anomāliju.

Rekognoscejošie pētījumi Liepājas apkārtnē parādīja, ka Liepājas pilsētas rūpniecības uzņēmumi vairāk ietekmējuši augsnes ķīmiskos rādītājus nekā Mažeiku naftas pārstrādes kombināts. Kaut arī Liepājas apkārtnē ir smilts augsne, kuras ķīmisko elementu saturs dabiskais fons ir daudz mazāks nekā Mažeiku apkārtnē, antropogēnā piesārņojuma rezultātā daudzu smago metālu (Zn, Cu, Pb u.c.) daudzums te pārsniedz Latvijas Republikas pierobežas joslai raksturīgos augsņu ķīmiskos rādītājus. Lai noskaidrotu kopējo vides piesārņojuma situāciju Dienvidkurzemē, jāveic detalizētāki Liepājas piesārņojuma avotu ietekmes areālu pētījumi.

Darbs veikts ar Latvijas Vides aizsardzības komitejas Pētījumu centra finansiālu atbalstu. Autori pateicas kolēģiem — K. Kalvišķim, I. Liepiņam, D. Grantai, I. Mūrniekam un D. Tjarvem par palīdzību pētījumu laikā.

LITERATŪRA

- Brūnelis, G., Aufreiter, S., Hancock, R. V. G. The use of *Hylocomium splendens* for heavy metal mapping in Latvia // Environmental Monitoring in Latvia. Vol. 2. Vides aizsardzības komiteja: Rīga, 1992. — 25 p.
- Berggren, D., Begkvist, B., Folkengren-Grerup, V., Folkenson, L. and Tyler, G. Metal solubility and pathways in acidified forest

- ecosystems of South Sweden // *Sci. of the Total Env.* — 1990. — Vol. 96. — P. 103–114.
3. *Dudka, S.* The concentrations of As, Co, Cr, Cu, Ga, Mn, Ti and Se in surface soils of Poland // 2-nd International Symposium on Environmental Geochemistry / Abstracts. — Uppsala, 1991.
 4. *Folkesson, L.* Interspecies calibration of heavy metal concentrations in mine mosses and lichens: Applicability to deposition measurements // *Water, Air and Soil Poll.* — 1979. — Vol. 11. — P. 233–260.
 5. *Folkesson, L.* Impact of air-borne copper and zinc pollution on lichens and bryophyte vegetation near a brass foundry // *Silva Fenn.* — 1981. — Vol. 15. — P. 446–449.
 6. *Magone I., Karpa A., Teivāns A.* Latvijas vides stāvokļa fitoindikativais vērtējums 1988.-1990. gadā // *Latvijas Ārsts.* — 1991. — Nr. 6. — 38.—39. lpp.
 7. *Nikodemus O.* Ķīmisko elementu koncentrācija *Sphagnum magellanicum* Brid. sūnā Latvijā // *Latvijas Ārsts.* — 1991. — Nr. 6. — 41.—48. lpp.
 8. *Pilegard, K.* Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoveisia cirrata* in the vicinity of a Danish steelworks // *Water, Air and Soil Poll.* — 1991. — Vol. 11. — P. 77–91.
 9. *Rasmussen, L., Johsen, I.* Uptake of minerals, particularly metals, by epiphytic *Hypnum cupressiforme* // *Oikos.* — 1976. — Vol. 27. — P. 483–487.
 10. *Ross, H.* On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating trace metal deposition // *Water, Air and Soil Poll.* — 1990. — Vol. 50. — P. 63–76.
 11. *Ruhling, A., Tyler, G.* Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia // *J. Appl. Ecol.* — 1971. — Vol. 8. — P. 497–507.
 12. *Ruhling, A., Brumelis, G., Goltsova, K., Kvietaus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnusson, S., Makinen, A., Pilegard, K., Rasmussen, L., Sander, E., Steinnes, E.* Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. — Nord, 1992. — 38 p.
 13. *Steinnes, E., Rambeak, J.P., Hansen, J.E.* Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as a biomonitor (in press).
 14. *Zimdahl, R.L., Skogerboe, R.K.* Behavior of lead in soil // *Environ. Sci. Technol.* — 1977. — Vol. 11. — P. 1202–1207.
 15. *Глазовская М. А.* Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. — Москва: Высшая школа. 1988. — 326 с.
 16. *Саен Ю., Яним Е.* и др. Геохимия окружающей среды. — Москва: Наука, 1990. — 334 с.

iesniegts 24. 03. 93.

THE EFFECT OF THE MAZEIKIAI INDUSTRY ON CHEMICAL ELEMENT CONCENTRATIONS IN MOSS AND FOREST SOIL IN LATVIA

O. Nikodemus*, G. Brūmelis**

Summary

The results of a monitoring survey of pollutants using *Pleurozium schreberi* moss and forest humus are described. The spread of elements emitted from the Mazeikiai oil refinery and the Liepāja metal smelting industry is shown by the concentrations in these sorbents. The concentrations in humus are largely determined by the natural variation due to mixing with the mineral soil.

* Faculty of Geography, University of Latvia

** Faculty of Biology, University of Latvia

HEAVY METAL POLLUTION IN THE PHARMACEUTICAL MANUFACTURING CENTRE OF OLAINĒ, LATVIA

*G. Brūmelis, **O. Nikodemus

Heavy metal concentrations in the feathermoss *Pleurozium schreberi*, forest humus and agricultural soil in the greater Olaine area were mapped. Although much of the area had background levels, major point sources exist. The concentrations of Cd, Cr, Ni, Pb, V and Zn were highest around the thermo-electrical power facility (TEC). Cu concentrations were extremely high beside the Biolar liquid waste containment ponds. High levels of metals occurred in agricultural soils where it is suspected that contaminated sludge was used for fertilization, and in gardens watered with polluted surface water.

Key words: heavy metals, moss, humus, biomonitoring.

INTRODUCTION

Within the greater Olaine area are located 2 large pharmaceutical industries, a gelatin manufacturer, a plastic factory, toxic and domestic waste dumps, a thermo-electrical power facility and numerous small industries (Figure 1). Concern has been raised about the impact of pollutants on human health. While some organic pollutants are monitored regularly in Olaine, the heavy metal load to the environment from local sources had not been surveyed. In 1992, The Environmental Protection Committee of Latvia funded a project, which was conducted by the Faculties of Biology and Geography and the Institute of Biology, to determine the sources of heavy metal pollution in Olaine.

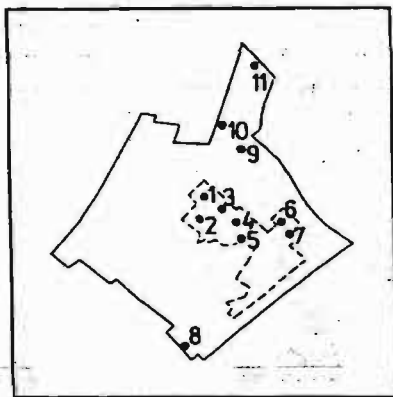


Fig. 1. Map of the greater Olaine area showing the locations of suspected sources of pollution.

1: Peat industry. 2: Latbiofarm pharmaceutical plant. 3: Plastic factory. 4: Biolar pharmaceutical. 5: Thermo-electrical power facility. 6: Small metal and wood industry. 7: Gelatin factory "Vita". 8: Sewage treatment facility. 9: Solid waste containment (domestic and industrial). 10 and 11: Liquid waste containment ponds

The feathermoss *Pleurozium schreberi* was used as a sorbent to assess the relative amount of heavy metal emissions in Olaine during the last 3 years. Feathermosses are reported to be dependent on wet and dry deposition for nutrient supply, and therefore concentrations in rain are well correlated to those in moss samples [1]. Recent surveys of Nordic Europe used this moss, which allows a comparison with background levels elsewhere [2; 3]. Natural variability in concentrations is minimal when compared with that due to typical anthropogenic effects [4]. The Olaine area has abundant wet and dry pine forests and wooded parks where *P. schreberi* may be collected. This moss has not previously been used to monitor pollution in cities, simply because it is not usually found in urban environments.

The forest humic horizon was analyzed for metals to determine the metal load over a long time period. Concentrations in agricultural soils were used to identify possible threats to human health from food contamination.

MATERIALS AND METHODS

Pleurozium schreberi samples (3 replicates) were collected in a 40 m × 40 m area in each of 22 pine stands or city parks. Moss was cleaned from litter and debris, and the last 3 years of growth were removed for analysis. Samples were dried at 40 degrees C, ashed at 500 degrees C for 4 hours, and redissolved in 1N HCl. The surface organic horizon was collected in 56 pine stands, and agricultural soil from 52 farms and gardens. Soil samples (agricultural and forest soils) were air dried, sieved (1 mm) and ashed at 450 degrees C for 4.5 hours. If not completely ashed, samples were wet ashed in boiling

* Faculty of Biology, University of Latvia: Kronvalda bulv. 4, Rīga, LV-1842 LATVIA

** Faculty of Geography, University of Latvia: Alberta ielā 10, Rīga, LV-1010 LATVIA

nitric acid. Ash was redissolved in 1N HCl, and filtered. V was determined spectrophotometrically following Rīņķis (unpubl., Institute of Biology, Latvia). The concentrations of Cd, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn were determined using atomic absorption spectrophotometry at the Institute of Biology and the Faculty of Chemistry.

RESULTS AND DISCUSSION

In general, much of the Olaine area had background concentrations of metals in *Pleurozium schreberi*, similar to those of southern Scandinavia and Latvia [2; 4]. The spatial distribution of concentrations of V, Ni and Cu in moss are shown in Figure 2a,b,c. These 3 elements are chosen as examples which best show the point sources of pollution. High levels of emissions are localized at major point sources of heavy metal pollution. Figure 1 shows the locations of possible heavy metal emissions.

Common concentrations of Cu and Ni in the background area of Olaine are 4–8 mg/kg and 2.4 mg/kg, respectively (Figure 2a,c). These Cu concentrations compare with background levels in southern Sweden [2], but Ni concentrations are slightly higher. However, V concentrations are all above 6.3 mg/kg (Figure 2b), when background concentrations are below 4 mg/kg. Around the thermo-electric facility (TEC), the concentrations of Co, Cu, Cr, Fe, Ni, Zn and V were increased. Vanadium concentrations in this area exceeded background levels

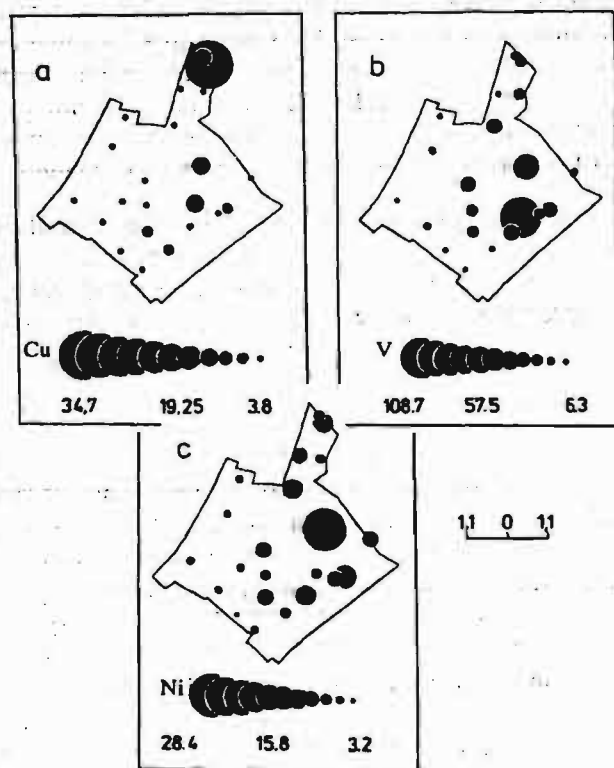


Fig. 2. Concentrations (mg/kg) of Cu (a), Ni (b) and V (c) in *Pleurozium schreberi* in the Olaine area. The circle diameters are proportional to the concentrations

by a factor of 19 (Figure 2b). V is a common combustion product of fossil fuel, and oil may contain 110–150 mg/kg [5]. Thus, the source of this V, and the remaining elements is likely the TEC.

Ni concentrations were also moderately higher around the waste dumps in the northern area of Olaine (Figure 2c). The waste here is from both domestic and industrial sources and is burned regularly, explaining the mechanism of emission.

Another surprising heavy metal source was indicated by the extreme Cu concentrations beside the liquid toxic waste containment ponds (Biolar) in the most northerly part of the surveyed area (Figure 2a). Cu is a common ingredient of reagents used in the pharmaceutical industry. The mechanism of input of Cu to the moss is uncertain and may occur by the following: (1) aerosols during dumping of waste, (2) spillage or flooding, or (3) leakage in surface underground water and input to moss via a soil - roots - tree stem - tree canopy - leaching from pine needles pathway. At present, the internal cycling mechanism via the tree canopy seems most likely. If true, then contamination of the ecosystem has occurred.

The concentrations of most elements in the surface humic horizon of forest soils are highest in the city centre close to the TEC, and moderately high around the waste dumps (toxic and domestic) in the north part of the greater Olaine area. For example, the concentrations of Cu and Ni are presented in Figures 3a,b. The concentrations in forest humus are more variable than in moss, indicating the higher natural heterogeneity. The city centre has both high and low values. Surface soils are dependent on factors other than anthropogenic emissions, such as biotic mixing of litter with mineral soil, variation in the natural content of clay particles, leaching to lower horizons, and differences in soil density.

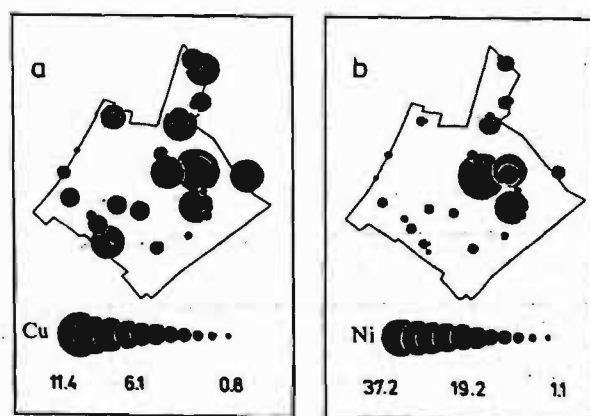


Fig. 3. Concentrations (mg/kg) of Cu (a) and Ni (b) in forest humus in the Olaine area. The circle diameters are proportional to the concentrations

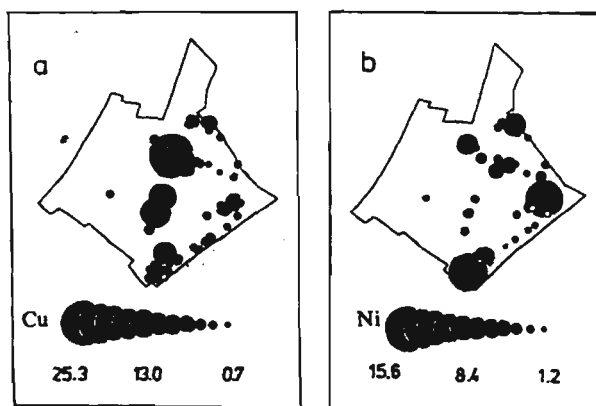


Fig. 4. Concentrations (mg/kg) of Cu (a) and Ni (b) in agricultural soil in the Olaine area. The circle diameters are proportional to the concentrations

The distribution patterns of Cu and Ni in agricultural soils (Figures 4a,b, resp.) differ from those of forest humus. Besides the high concentrations in the city centre, elevated levels also occur in agricultural horizons in the south part of Olaine. Here it is possible that contaminated organic sludge from the nearby sewage treatment facility was used for fertilization of crop land. Without the separation of domestic and industrial sewage, the generated sludge in waste treatment is not suitable for fertilization. Also, high concentrations of Cu and Ni occurred in garden soil just north of the city centre. Here, the surface water used for watering may be contaminated. These higher concentrations of elements in agricultural soil may pose a health risk. A need exists for analysis of produce grown in these two areas.

Received March 24, 1993

In summary, the use of both moss and soil has allowed the assessment of both deposition of metals from aerial sources, as well as contamination from suspected groundwater sources and waste. The major sources of metal deposition are the TEC, the toxic waste containment ponds, solid waste dumps and, possibly, the use of contaminated sludge and surface water for fertilization and irrigation, respectively.

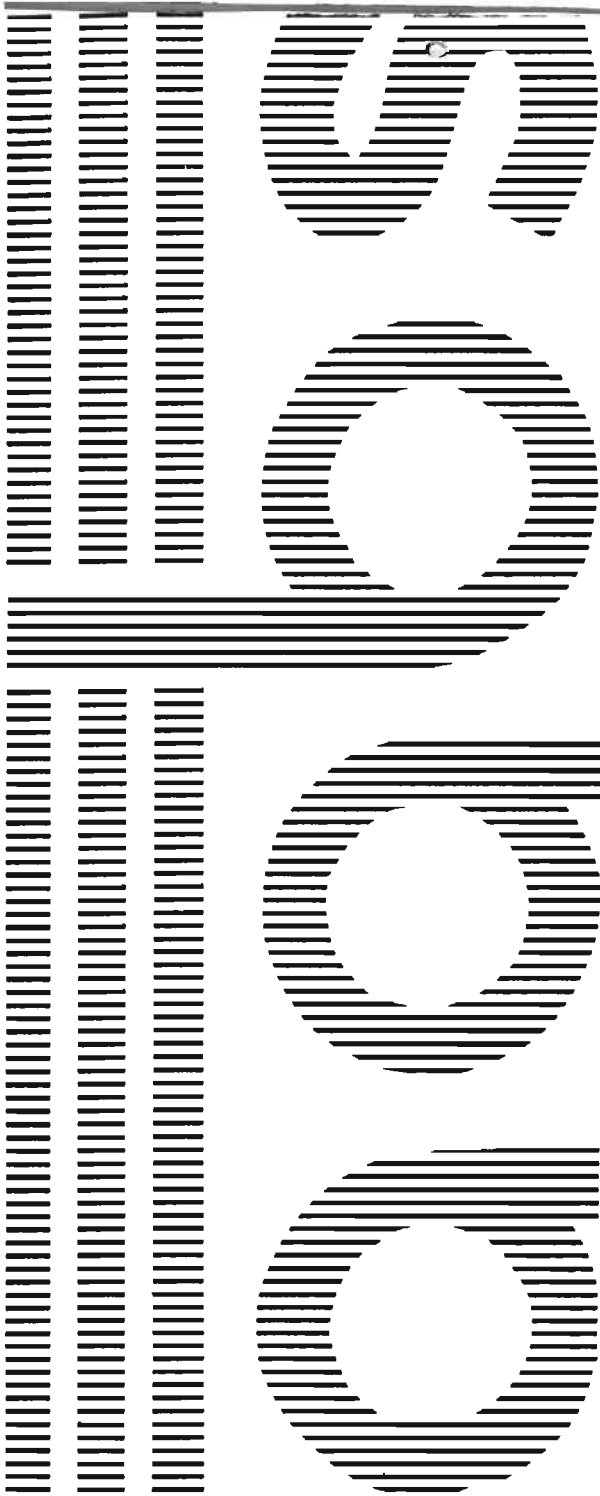
ACKNOWLEDGEMENTS

We gratefully acknowledge the Environmental Protection Committee for financing of this project, L. Lapina, G. Ozoliņa, I. Avota and A. Kursule for moss sample preparation and analysis, I. Mūrnieks and J. Filipovičs for humus collection and analysis.

REFERENCES

1. Ruhling, A., Tyler, G. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. // *Oikos*. — 1970. — Vol. 21. — P. 92-97.
2. Ruhling, A., Brunelis, G., Golsova, N., Kviatkus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnusson, S., Makinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E., Steinnes, E. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990 // *NORD*. — 1992. — Vol. 12. — 41 p.
3. Steinnes, E., Ramback, J. P., Hanssen, J. E. Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor // *Chemosphere*. — in press.
4. Brunelis, G., Aufreiter, S., Hancock, R. V. G. The use of *Hylocomium splendens* for heavy metal mapping in Latvia // *Environmental Monitoring in Latvia*. — 1992. — Vol. 2. — Vides Aizsardzibas Komiteja, Latvia. — 24 p.
5. Makinen, A. Heavy metal and arsenic concentrations of a woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. growing around a coal-fired power plant in coastal southern Finland // *Projekt Kol-Halsa-Miljo*. — 1983. — Teknisk rapport 80. — 80 p.

XXIV/3



**journal
of
baltic
studies**

Board of Directors

President:	TOIVO U. RAUN <i>Indiana University</i>
President-Elect:	RASMA KÄRKLINŠ <i>University of Illinois-Chicago</i>
Vice-President Research:	ANDREJS PLAKANS <i>Iowa State University</i>
Vice-President Conferences:	ROBERT VITAS <i>Lithuanian Research Center</i>
Vice-President Publications:	INTA GÅLE CARPENTER <i>Indiana University</i>
Secretary-Treasurer:	TOIVO MILJAN <i>Wilfrid Laurier University</i>
Director-at-Large:	TOMAS VENCLOVA <i>Yale University</i>
Executive Director, Adm.:	JĀNIS GAIGULIS
Executive Director, Acad.:	VALTERS NOLLENDORFS
Executive Director for European Affairs:	ANDRÉ D. LOEBER <i>University of Kiel</i>
Associate Executive Directors:	ELONA VAIŠNYS and HERBERT VALDSAAR

The ASSOCIATION FOR THE ADVANCEMENT OF BALTIC STUDIES, INC. (AABS) is an international educational and scholarly nonprofit organization. The AABS was established on December 1, 1968 by the unanimous vote of the scholars assembled at the concluding general session of the First Conference on Baltic Studies, held at the University of Maryland, College Park, MD. The purpose of the Association is the promotion of research and education in Baltic Studies. Its planned activities include sponsoring meetings and conferences for the exchange of scholarly views, the evaluation of research in Baltic Studies, and supporting the publication of research and other information about Baltic Studies.

JOURNAL OF BALTIC STUDIES Editorial Board

Editors: **WILLIAM URBAN**, *Monmouth College, Illinois 61462* and **ROGER NOEL**, *Georgia College, Milledgeville, Georgia 31061*.

Associate Editors: **LAURENCE KITCHING**, *Simon Fraser University, Burnaby, B. C.*; **ANDRÉ D. LOEBER**, *University of Kiel*; **JAAN PUHVEL**, *University of California, Los Angeles*; **TOIVO U. RAUN**, *Indiana University, Bloomington*; **RIMVYDAS ŠILBAJORIS**, *The Ohio State University*; **EDWARD C. THADEN**, *University of Illinois at Chicago*; **V. STANLEY VARDYS**, *University of Oklahoma*; **VALDIS J. ZEPS**, *University of Wisconsin, Madison*.

Editorial Assistants: **JAMES E. BETTS**, **IRA SMOLENSKY**, **STEVEN DUKE**.

Editorial Advisors: **JOHN A. ARMSTRONG**, *University of Wisconsin*; **HANK JOHNSTON**, *University of California at San Diego*; **VIKTOR KÖRESSAAR** *The New York Public Library*; **ILSE LEHISTE**, *The Ohio State University*; **ROMUALD J. MISIUNAS**, *Yale University*; **FELIX J. OINAS**, *Indiana University, Bloomington*; **KARL OZOLINS**, *College of St. Thomas, St. Paul*; **ANDREJS PLAKANS**, *Iowa State University, Ames, Iowa*; **ALFRED ERICH SENN**, *University of Wisconsin, Madison*; **REIN TAAGEPERA**, *University of California, Irvine*; **MARDI VALGEMÆ**, *Lehman College, City University of New York*.

ADDRESSES

Manuscripts and Books for Review: William Urban, Editor, *JBS*, Department of History, The Monmouth College, Monmouth, Illinois 61462. Tel. (309) 457-2388; FAX (309) 457-2141.

Personals Column to: Steven Duke, Department of History, Indiana University, Bloomington, IN 47405.
Business and Subscriptions: Executive Office of the AABS, 111 Knob Hill Road, Hackettstown, New Jersey 07840.

The *Journal of the Baltic Studies* is published quarterly by the AABS. The annual fee for membership in AABS (including a subscription) is U.S. \$45.00, \$20.00 for full-time students, and \$25.00 for emeritus members. Libraries and institutions may subscribe to the *JBS* for \$55.00 per year. Back copies may be ordered singly or in complete sets from the AABS Executive Office. Manuscripts in English, German and French should be submitted in duplicate and should be double-spaced throughout, including notes and tables. Notes should include complete bibliographical data according to the *MLA Handbook* and be placed at the end of the text. Contributors are encouraged to consult the *JBS Style Sheet*, Vol. XVII, No. 4 (Winter 1986), which also includes instructions for transliteration of cyrillic quotations. Manuscripts published in the *JBS* may be reprinted in other journals only upon written permission of the Editor. Authors are encouraged to send diskettes along with hard copy manuscripts.

CONTENTS

ARTICLES

Valdis Balodis, Kārlis Kalvišķis, Kamils Ramans, Imants Liepa, Guntis Brūmelis, Ilze Magone, and Oļģerts Nikodemus, Environmental Assessment in Latvia: Overview of Past Research and Future Perspectives 223

Raymond A. Smith, The Kaliningrad Region: Civic and Ethnic Models of Nationalism 233

Robert A. Vitas, The Recognition of Lithuania: Completion of the Legal Circle 247

Andreas Kasekamp, The Estonian Veterans' League: A Fascist Movement? 263

Evald Laasi, Finland's Winter War and Estonian Neutrality 269

Ēvalds Mugurēvičs, A Historical Survey and Present Problems of Archaeological Science in the Baltic States 283

Douglas Spitz and William Urban, A Hindu Nationalist View of Baltic History 295

REVIEWS

Karlis Racevskis, Voices from the Gulag: A Review Essay 299

Mosse, W.E., Perestroika under the Tsars (John A. Armstrong) 307

Mojzes, Paul, Religious Liberty in Eastern Europe and the USSR: Before and after the Great Transformation (Joseph T. Hapak) 308

John Fitzmaurice, The Baltic. A Regional Future? (William Urban) 309

Andrew A. Michta and Ilya Prizel, eds., Postcommunist Eastern Europe: Crisis and Reform, and E.A. Rees, ed., The Soviet Communist Party in Disarray: The XXVIII Congress of the Communist Party of the Soviet Union (John A. Armstrong) 310

Glenn R. Chafetz, <i>Gorbachev, Reform, and the Brezhnev Doctrine. Soviet Policy Toward Eastern Europe, 1985-1990</i> (William Urban)	311
Else Roesdahl and David Wilson, eds., <i>From Viking to Crusader: Scandinavia and Europe 800-1200</i> . (William Urban)	311
John Coakley, ed., <i>The Social Origins of Nationalist Movements: The Contemporary West European Experience</i> (Hank Johnston)	312
Coit D. Blacker, <i>Hostage to Revolution: Gorbachev and Soviet Security Policy, 1985-1991</i> (Robert Vitas)	314
Liliana Saiu, <i>The Great Powers and Rumania, 1944-1946. A Study of the Early Cold War Era</i> (William Urban)	315

BRIEF NOTICES

<i>Lithuania Today</i> . Bulletin of the Lithuanian-European Institute	316
Antanas Salys, <i>Raštai</i> , vol 4: <i>Lietuvių kalbos tarmės</i>	316
Gennady Shkliarevsky, <i>Labor in the Russian Revolution. Factory Committees and Trade Unions 1917-1918</i>	316
Vladimir Shlapentokh and Neil F. O'Donnell, <i>The Last Years of the Soviet Empire. Snapshots from 1985-1991</i>	316
Alexander J. Motyl, <i>Dilemmas of Independence. Ukraine After Totalitarianism</i>	316

The *Journal of Baltic Studies* is covered in the Arts & Humanities Citation Index and in Current Contents/Arts & Humanities, and in Academic Abstracts/CD-ROM. Articles on history are abstracted by the American Bibliographical Center and appear in Historical Abstracts. Articles dealing with the medieval period are abstracted in the International Medieval Bibliography. Abstracts of articles on literature, linguistics, and folklore appear in MLA Abstracts of the Modern Language Association and BL (Bibliographie Linguistique/Linguistic Bibliography). Articles on art are abstracted in RILA (International Repertory of the Literature of Art) and those on music in RILM (International Repertory of Music Literature). The Journal is available on microfilm from University Microfilms, a Xerox Company, Ann Arbor, Michigan 48106, USA.

The Editors and Publishers assume no responsibility for statements of fact or opinions expressed by contributors. Copyright ©1991 by the Association for the Advancement of Baltic Studies, Inc.

ENVIRONMENTAL ASSESSMENT IN LATVIA: OVERVIEW OF PAST RESEARCH AND FUTURE PERSPECTIVES

Valdis Balodis, Kārlis Kalvišķis, and Kamils Ramans, Dept. of Botany & Ecology, University of Latvia; Imants Liepa, Dept. of Silviculture, Latvian University of Agriculture; Guntis Brūmelis and Ilze Magone, Institute of Biology; Oļģerts Nikodemus, Dept. of Environmental Protection, University of Latvia

Introduction

This article is a brief summary of the results of studies by a multidisciplinary group of scientists working in environmental sciences and representing six faculties and institutes. A few years ago we realized the need for environmental assessment throughout Latvia, since the political situation had limited individual studies of the environment to specific problems in limited areas.¹ We first used phytoindicative mapping (tree damage surveying) to assess environmental quality. Subsequently, our superimposing epidemiological, ecoepizootological and dendrochronological data on the tree damage surveys persuaded us of the need for further work in affected areas.

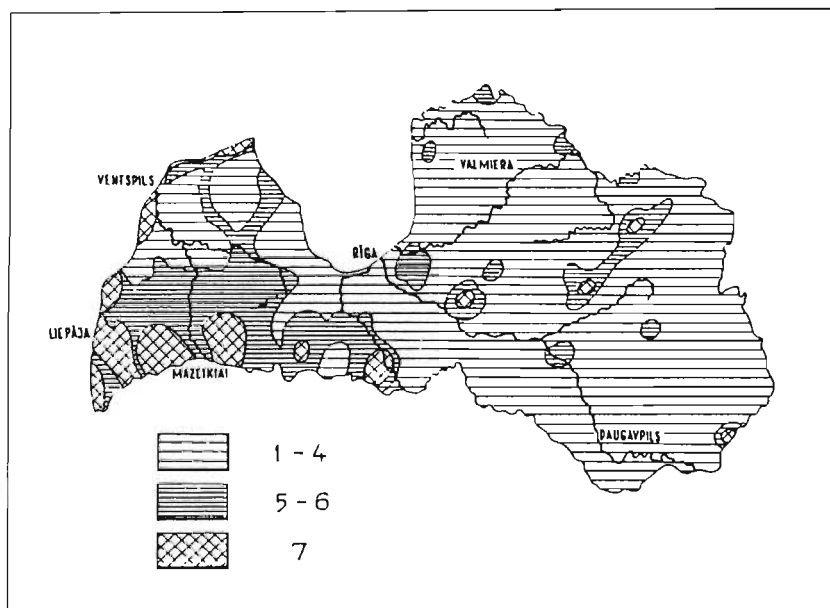
The causes of environmental degradation in Latvia are determined by abiotic and biotic multifactor approaches. We mapped atmospheric deposition by using moss, lichens, pine needles and pine bark as bioindicators. In specific areas, we conducted tree ring studies to attain a retrospective analysis of changes after the initiation or withdrawal of an environmental factor.

Our work focused on the development of new methods for biogeoindication surveys and "finetuning" of existing methods with the goal of developing an adequate biogeoindicative environmental assessment system based on ecosystem effects that would allow the determination of allowed levels of overall anthropogenic load. This would permit scientists to depart from the standard use of allowed levels of individual chemicals—which does not predict the environmental effects from the combined wide spectrum of pollutants existing today.

Our assessment of environmental quality was conducted using existing natural systems, which most precisely shows the integrated response to multiple environmental factors and can be quantified. Species from all taxonomic groups may be used for bioindication. However, plants are the simplest for data collection and are thus used most often. We assessed environmental quality by using tree damage surveys of forest stands with minimal forest management.

We then tested various response parameters of trees to stress in order to describe the real situation, in areas both with background levels and intensive human impact. The parameters we used in Latvia for our surveys were: necrosis of pine needles, necrosis of birch leaves, tree apex deformations, plant tumorous growth and nonadaptive changes in plant growth. We sampled the territory of Latvia using a 18 km X 18 km grid during 1988-1990 (Magone et. al., 1992) and classified the surveyed sites into seven phytoindicative classes to describe the cumulative effect of abiotic factors (fig. 1). Classes 1-2 best describe the existing background levels of Latvia. Class 3 occurs in agricultural regions. Areas in class 4 have decreased vitality of plants and distinct coniferous tree damage. Sampling areas described as classes 5-7 suffer from higher intensities of anthropogenic impact and the sources should be recognized as having a significant effect on the environment. Areas in class 7 should be considered to suffer from negative factors that may affect human health.

Figure 1. Tree damage survey. Phytoindicative classes. 1-4 background to low impact; 5-6 moderate impact; 7 high amount of damage.²

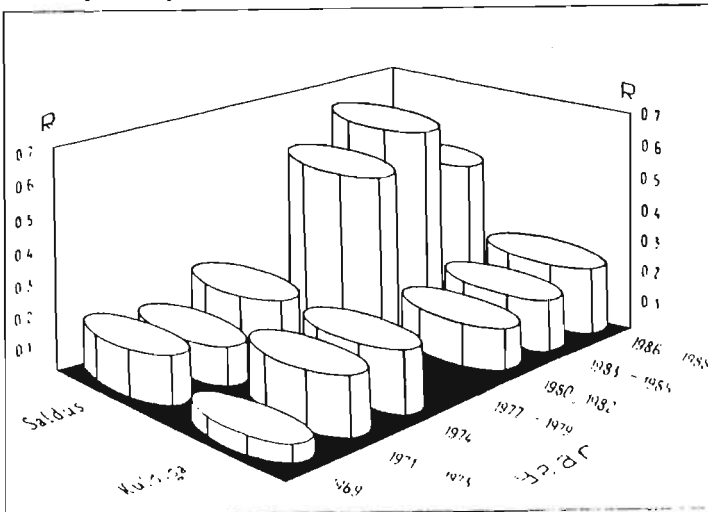


The best environmental quality is in eastern Latvia. The most stressed region is southwest Latvia which is subjected to degradation from a number of possible sources, including the Mazeikiiai oil refinery in Lithuania, the Liepaja metal smelter, and numerous army bases such as the Vainode Russian airforce base and the Skrunda super-radar. The coastal region of western Latvia is also affected, but access to that area has been almost impossible due to the restrictions connected with the numerous military facilities. South central Latvia is less stressed but affected. In north central Latvia, stressed regions are found around the Lielvarde and Gulbene airforce bases, as well as in the Madona area.

Once we determined generally which areas of Latvia were affected, we began further studies to determine if other bioindicative methods would give similar results. We used methods which could be best applied for the estimation of impact on human health. For example, epidemiological and ecoepizootological research in western Latvia revealed that deaths among newborn children increased from 1.0% in 1967 to 1.8% in 1988 in the coastal region. Considerable forest damage was also observed in this region. No statistical significant differences occurred in other regions. This does not imply that human health in regions other than the coast is not affected, since the variation due to other factors in epidemiological studies is usually extremely high.

Ecoepizootological methods are more suitable for assessment since variation from factors other than pollution may be standardized. For example, livestock live under more controlled conditions (standard diet, less social stress, etc.) than humans. Figure 2 shows the results of a survey of respiratory illness in cows during 1969 to 1989 in two regions of western Latvia: Saldus (close to the Mazeikiiai oil refinery) compared with a control area at Kuldiga. Breathing problems in Saldus increased in 1980, which coincides with beginning of operation of the Mazeikiiai oil refinery. No increase was indicated in the control area. Further work will involve expanding this type of research to other regions, and determining the mutagenicity of environmental factors.

Figure 2. Respiratory Illness. R=ratio of affected cows.



Mapping of Atmospheric Deposition

We mapped the regional deposition of heavy metals in Latvia using the moss *Sphagnum magellanicum* (Nikodemus 1992) and determined the concentrations of 22 elements by using atomic absorption spectrophotometry and neutron activation. The highest concentrations were found in the southwest (similar to the tree damage surveys) and Riga. As part of an international survey involving Norway, Sweden, Denmark, Iceland, Russia, Estonia, Lithuania and Latvia, heavy metals were mapped using the mosses *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* (Ruhling et. al., 1992; Brumelis et. al., 1992). These mosses are most suitable for bioindication, since they accumulate most metals, minimally translocate metals, and have incremental growth allowing an integrated sample of 3-5 years of deposition. The results indicated that, except for vanadium and zinc, Latvia has background levels of metals throughout its territory similar to those found in rural central and southern Scandinavia. The concentrations of most metals in Latvia do not reach the high levels found in industrial cities of Northern Europe, including the neighbouring Baltic republics. In comparison, the oil shale burning region of Narva in Estonia does have deposition similar to the highest levels in Sweden. However, local point sources are noticeable in Latvia. For example, figures 3 and 4 show the distribution of lead in Latvia and Northern Europe, respectively. The resolution is improved when a smaller territory (Latvia) is considered. Background lead concentrations in Latvia, similar to other surveys, are higher in the southwest as well as around the dense traffic network of Riga (figure 3). The pattern of international distribution indicates that superimposed on these local sources is deposition from long range transport from central Europe (figure 4; reprinted from Ruhling et. al., 1992). Generally, the concentrations of lead decrease towards the north.

Figure 3 Distribution of Lead Concentrations (mg/kg) in *Hylocomium splendens* in Latvia.

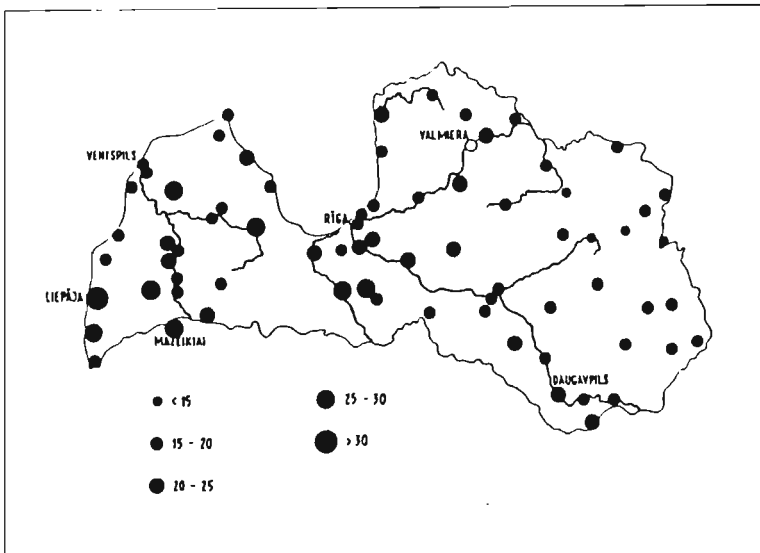
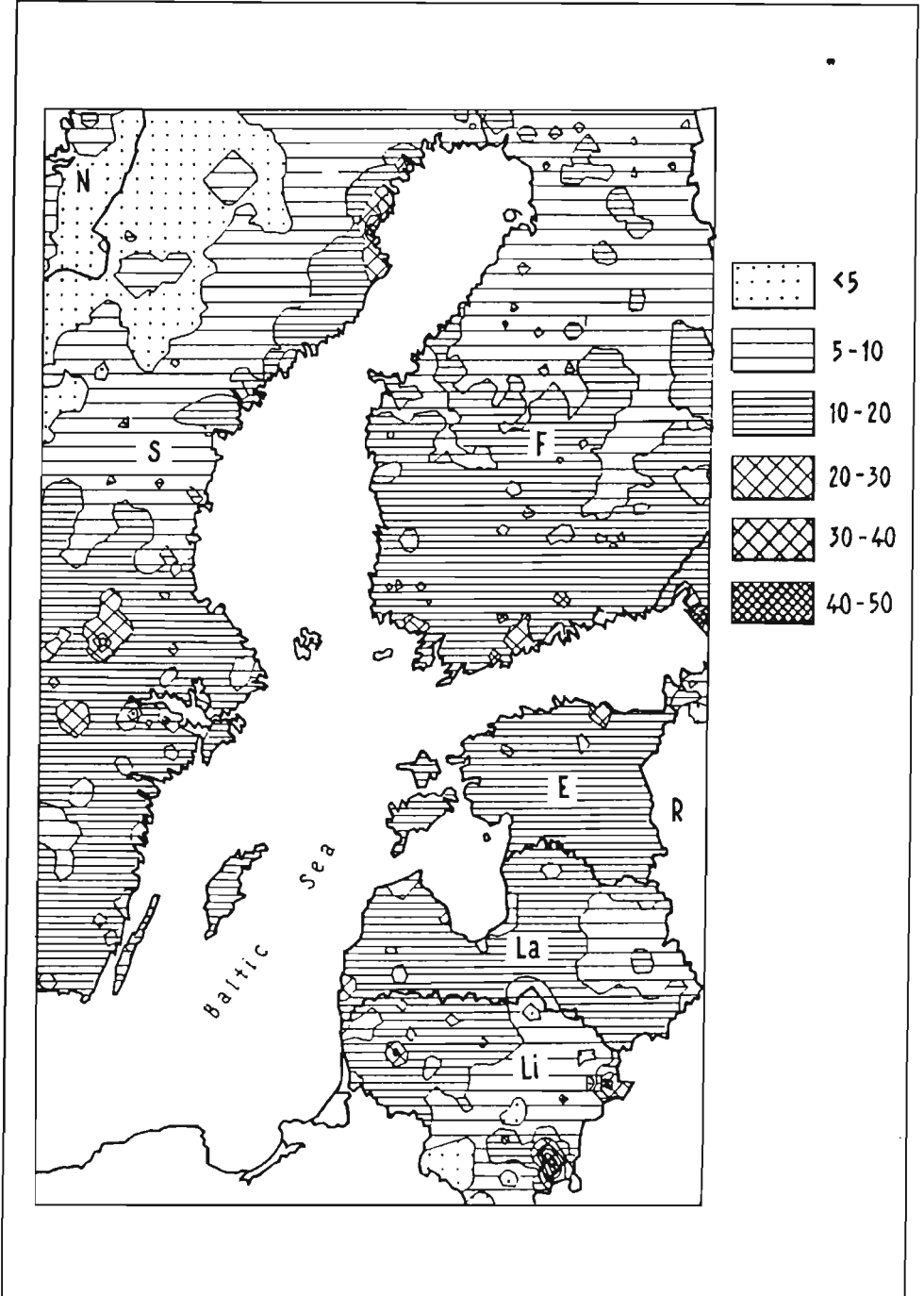


Figure 4. Lead concentrations (mg/kg) in moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) in Northern Europe (reprinted from Ruhling et. al. 1992).

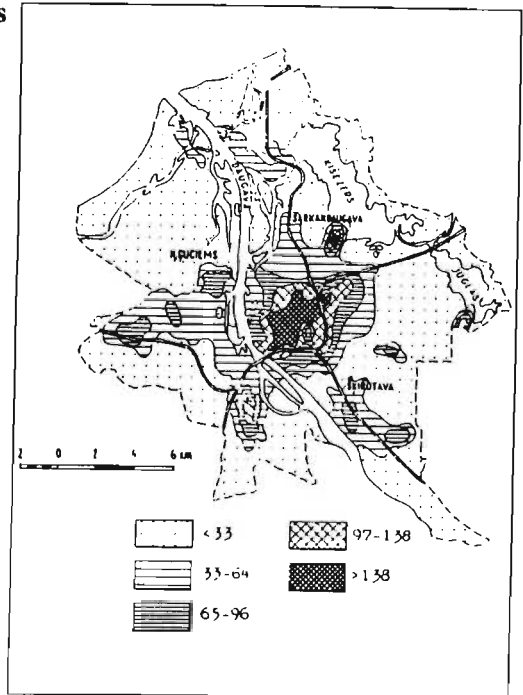


Extremely high levels of vanadium and zinc occurred locally in Latvia. Vanadium is a common pollutant of oil and coal combustion. Since large thermoelectrical plants in Latvia utilize this fuel source, vanadium concentrations were highest close to large cities. The zinc concentrations close to the Liepaja metal smelter were similar to those around the largest metal smelting areas in Scandinavia. Although the steel industry in Liepaja is relatively smaller, evidently the control of emissions is minimal.

Geochemical Research

Nationally, geochemical soil surveys have not been conducted, due to the great variety of soil types found. The natural variation in concentrations is extremely high. Extensive geochemical surveys have been conducted in the coastal cities of Riga, Jurmala and Ventspils. Here, the soils are, for the most part, typic podsols. Thus, the variation in concentrations can be mostly attributed to anthropogenic effects. The highest concentrations of metals were found in the central part of Riga, which is surrounded by industrial regions and has the highest density of traffic (figure 5). The variation in concentrations was much higher in Jurmala than Riga, since the spread of pollutants in Riga is more uniformly dispersed. The highest metal concentrations in soil in Jurmala are around the Sloka pulp and paper mill and local coal fired boiler houses. Further geochemical research involves the investigation of the flow of metals through the soil horizons and a survey of deposition from the biochemical industry at Olaine.

Figure 5. Lead concentrations (mg/kg) in surface soil (10 cm depth) in Riga.



Skrunda Super-Radar

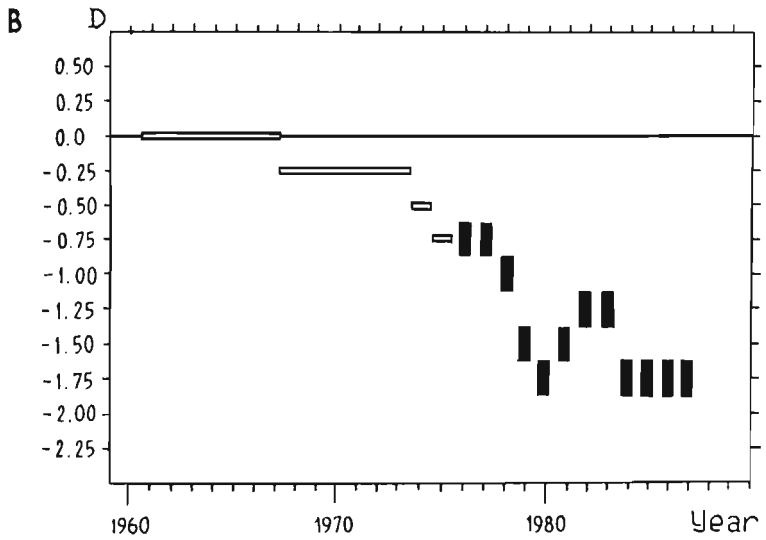
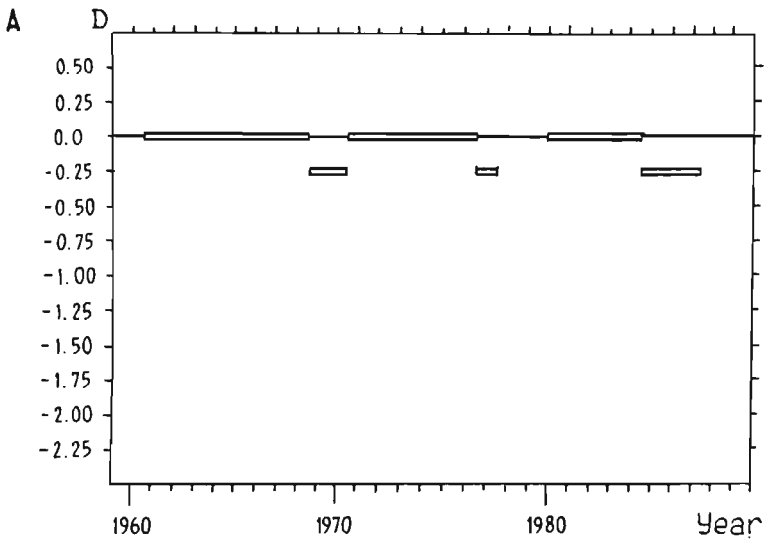
A serious source of environmental degradation in southwestern Latvia is electromagnetic radiation from the Skrunda super-radar. This Soviet army radar installation has been in operation since the 1970's for strategic defence against nuclear attack. The four stations of the Skrunda radar have emitted electromagnetic radiation for over 20 years in the radiowave band (wavelength 2m) in impulse regime (25 Hz impulse frequency with a power of 1.3 MW). The fifth radar station was under construction and scheduled to begin operation in 1993. If permissible levels in eastern Europe are used as a base for comparison, the electromagnetic radiation from these sources do not exceed allowed levels. However, the permissible levels were designed for constant radiation sources, not for impulse emitters. These levels of electromagnetic radiation have not been tested to determine long term effects on organisms. Local residents have voiced concern over a number of endemic illnesses.

We began our investigation of the effects of the radar emissions in 1990, using tree ring growth as a bioindicator because trees have a huge assimilating surface and a several hundred square meters of actively dividing exposed cells. Since a decrease in tree ring width indicates a lower growth rate, we could easily determine a chronology of past growth. We set up sample sites around the Skrunda radar and at control sites. Within plots, we used tree corers to sample all overstorey pines and measure the annual increments, then tested the statistical significance of temporal trends. We determined the differences in wood production after the beginning of operation of the radar by using cumulative increment width and the change in cumulative incremental volume per ha. Figure 6a shows the incremental growth of pine trees at the control sites. No significant differences in tree growth over time were indicated. However, in the direct zone of electromagnetic radiation exposure (figure 6b) the trees have decreased their incremental growth since the 1970s. Cumulative incremental growth of wood decreases the closer the samples were to the radar.

We investigated the reasons for the decrease of growth in the direct path of radiation by using multi-factor analysis. Regression analysis tested the relationship between the change in cumulative increment width as a dependent variable against all measured environmental factors (over 50 parameters). We determined significant negative correlation between the electric field strength and the increment width, but found no significant relationship between the change in increment width and other environmental factors (such as metal concentrations, moisture, forest ecotype, etc.).

Thus, for the first time the effect of electromagnetic radiation on pine radial growth has been demonstrated, thanks to a combination of the method chosen for the analysis and unique features of this radar: 1. the radar has been in operation for a long time; 2. the impulse mode of the radar; 3. the radar is built in an inhabited region allowing access; 4. the radar was hidden in a valley and the slopes of the hillsides are exposed to direct radiation.

Figure 6. Change in the annual tree ring width relative to a control time period. $D = \ln(W_p/W_c)$; W_p = annual increment width in plots; W_c = annual increment width in control. Normal growth is thus set at $D=0$ and negative values indicate a decrease in tree growth.



Normally such radar installations are built on high ground in order to permit a wider horizon, but in this case the Soviet army was preoccupied with secrecy. The construction of a new radar site at Skrunda was stopped but the radar stations which we have studied are scheduled to continue operations. The Russian army does not plan to stop operations in the Baltic states, and is not willing to include this base in the negotiations with Latvia concerning troop removal.

Since the major portion of the military training grounds are presently in the process of being returned to Latvia, the extent of pollution is not yet known. We anticipate problems with unexploded bombs, waste dumps, and the leakage of oil and petrol into the groundwater. However, it would be hasty to talk about rehabilitation at this point. Funds available to the Environmental Protection Committee of Latvia, which initiates all environmental regulation, are understandably limited at this moment. More importantly, until research groups undertake site inventories, no reasonable program can be drawn up. There is hope for a Swedish grant for military land recultivation.

In sum, the close connection between past military activities and environmental impact is as clear in Latvia as elsewhere. Consequently, remedies to the problem require both further studies on the part of Latvian scientists and a greater willingness on the part of the Commonwealth of Independent States to acknowledge the origins of the problems.

Acknowledgements

This work has been financed by the Scientific Council of Latvia and the Latvian Environmental Protection Committee. Appreciation is extended to the many staff and students at the University of Latvia, the Agricultural University of Latvia and the Institute of Biology that contributed to this work.

References

Brumelis, G., S. Aufreiter R.V.G. Hancock. *The use of Hylocomium splendens for heavy metal monitoring in Latvia. Environmental Monitoring in Latvia II.* in press.

Magone I., A. Karps and A. Teivans. 1992. Latvijas vides stavokla fitoindikativais vertejums 1988-1990 gada. *Latvijas arsts*, 6: 38-39.

Nikodemus O. 1992. Kimisko elementu koncentracija *Sphagnum magellanicum* Brid. suns Latvija (in Latvian). *Latvijas arsts*, 6: 41-48.

Ruhling A., G. Brumelis, N. Goltsova, K. Kvietkus, E. Kubin, S. Luv, S. Magnusson, A. Makinen, K. Pilegaard, L. Rasmussen, E. Sander and E. Steinnes. 1992, Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe. 1990. *NORD* 1992: 12, 41 pp.

ENDNOTES

1. For example, research by Dzidra Beriņa and L. Kalviņa on heavy metal deposition in precipitation, by Māris Kļaviņš on metal contaminants in water basins, by the organization Ražība on soil contaminants (including the analysis of radioactivity following Chernobyl), on fresh water systems by P. Cimdins and Māris Kļaviņš, and on marine systems by G. Andrusaitis and Co.
2. Magone, I., A. Karpos and A. Teivans. 1992. *Latvijas vides stavokla fitoindikacija.*

Raymond A. Smith, Columbia University

Among the many gerrymandered borders, ethnic enclaves, geographic anomalies, and contested territories to be found in the formerly Communist areas of Europe, the Kaliningrad region of the Russian Federation may well be the most geographically, juridically, and demographically unusual. Although the status of the region as part of Russian territory seemed settled during the Cold War, the demise of the Soviet Union has reopened the debate over the region's ultimate disposition. Apart from conventional arguments for incorporating the region as part of the Russian Federation, the Republic of Lithuania, or the Federal Republic of Germany, a variety of novel approaches to resolving the matter have been suggested. In the end, however, the result will probably depend upon the degree to which Russia, Germany, and Lithuania gravitate toward "civic" or "ethnic" models of nationhood as part of their ongoing reconstitution as fully sovereign states.

The Contemporary Situation

A territory of some 15,000 square kilometers, the Kaliningrad region borders Poland on the south, Lithuania on the east and northeast, and the Baltic Sea on the west. Although technically an oblast of the Russian Federation, the region shares no border with Russia proper; in fact, overland access from Russia can only be achieved by crossing the territory of either Lithuania and Belarus or Lithuania and Latvia. This creates a number of logistical problems, particularly the maintenance of "right of way" agreements for Russian commercial, civilian, and most importantly military traffic across the sovereign territory of other former Soviet republics.

The oblast became part of Soviet/Russian territory for the first time in 1945, when it was placed under Soviet administration as a result of the Potsdam Conference. Before 1945, the region had no significant population of Russians or other Slavs and had never been directly ruled by Slavs. Rather, for almost 700 years prior to 1945, the area then known as Samland was under German control, most recently forming the northern half of East Prussia. Prior to the establishment of German power around the year 1250, the region had been ruled by "Old Prussian" tribes closely related ethnically to Lithuanians, and until 1945

An International Journal of Physical, Biological, Social, and Economic
Geography and Applications in Environmental Planning and Ecology

GeoJournal

OFFPRINT

The Spatial Dynamics of Atmospheric Pollution in Latvia and the Baltic Republics, as Measured in Mosses, Topsoil and Precipitation

*Nikodēmus, Olgērts, University of Latvia, Faculty of Geography, 10 Alberta Iela
Rīga LV 1010, Latvia;*

*Brūmelis, Guntis, University of Latvia, Faculty of Biology, 4 Kronvalda Iela, Rīga
LV 1842, Latvia*

ABSTRACT:

Atmospheric pollution in the Baltic countries of Estonia, Latvia, and Lithuania has been

Editor-in-Chief

Wolf Tietze, POB 1647, D-38350 Helmstedt, Germany
Phone: 0049-(0)5351-7233 Fax: 0049-(0)5351-9577

Editorial Board:

Anderson, Ewan; England
Bardach, John E.; USA
Benko, Georges; France
Boesch, Martin; Switzerland
El-Bushra, El-Sayed; Sudan
Caviedes, Cesar N.; USA
Demek, Jaromir; Czech Rep.
Ellenberg, Ludwig; Germany
Fabbri, Paolo; Italy
Furrer, Reinhard; Germany
Gosar, Anton; Slovenia
Gradus, Yehuda; Israel
Holt-Jensen, Arild; Norway
Huang, Ping-wei; China
Il'yichev, Viktor I.; Russia

Knight, David B.; Canada
Kosinski, Leszek; Canada
Kotiyakov, Vladimir; Russia
Lavrov, Sergev B.; Russia
Logan, Richard F.; USA
Manshard, Walther; Germany
Nötzold, Günther; Germany
Sasaki, Hiroshi; Japan
Strohmayr, Ulf; France
Thiede, Jörn; Germany
Turnock, David; England
Verstappen, H. Th.; Netherlands
Wu, Chuan-jun; China
Yates, Edward M.; England
Yoshino, Masatoshi; Japan

The Spatial Dynamics of Atmospheric Pollution in Latvia and the Baltic Republics, as Measured in Mosses, Topsoil and Precipitation

Nikodēmus, Olgērts, University of Latvia, Faculty of Geography, 10 Alberta Iela, Rīga LV 1010, Latvia;

Brūmelis, Guntis, University of Latvia, Faculty of Biology, 4 Kronvalda Iela, Rīga LV 1842, Latvia

ABSTRACT:

Atmospheric pollution in the Baltic countries of Estonia, Latvia, and Lithuania has been mapped using measurements of pollutant concentrations in mosses, topsoil and precipitation. Air masses from western Europe deposit industrial pollutants in the Baltic region and concentrations depend on meteorological conditions. Superimposed on this background is the pattern of deposits from local sources. Large areas receive neutral to basic precipitation due to cement industries and fly ash emissions from fossil fuel combustion. The burning of oil-shale in NE Estonia results in precipitation with pH values over 7.0, and high concentrations of V, Fe, and Cd. Heavy metal concentrations in the topsoil around large cities indicate ecologically unsound city planning and insufficient control of pollutants. The Chernobyl effect in the form of radioactive deposition depended on rainfall events during the accident.

Introduction

During the past 10 years, regional and local surveys of pollutants have been conducted in the Baltic countries of Estonia, Latvia, and Lithuania. Unfortunately, due to Soviet policy, most of the surveys completed before 1990 were not published. The pollutant concentrations in air and precipitation have been determined sporadically or continuously, at only a few sites. Surveys using biomonitors, such as mosses and lichens, have been favoured due to cost and time efficiency. These living organisms accumulate pollutants, and a one-time collection allows the determination of cumulative loads, as opposed to continual collection of precipitation samples. The concentrations in plant material are correlated with deposition, only if the plant species is dependent on direct nutrient input from precipitation, and if absorption and retention of pollutants is high. The feathermosses *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* are reported to be the most suitable (Folkesson 1979), but efficiency factors of "uptake" vary between elements (Ross 1990).

The only pollutant survey including all three Baltic countries was conducted in 1990 using the feathermosses *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* (Ruhling et al. 1992). A total of nine northern countries participated in this survey, including Norway, Sweden, Finland, Denmark, Iceland, Russia, Estonia, Latvia, and Lithuania. Using a uniform method with intercalibration, the interpretation of results allowed the determination of background levels, long-range transport, and major sources of atmospheric deposition. These results could then be compared with other local and small-scale regional surveys.

Surveys of heavy metal deposits in topsoils also have been conducted. While moss samples provide an integrated sample of three to five years of deposition, concentrations in soils may be better representative of long-term supply. In the Baltic countries, with rapidly changing economies, the effect of past pollutant loads must be considered. However, the background variation in the concentrations of metals in soil is much higher than in plants. Differences in soil bulk density, amount of clay particles, organic content, and methods used in extraction result in a high natural variation in concentrations of

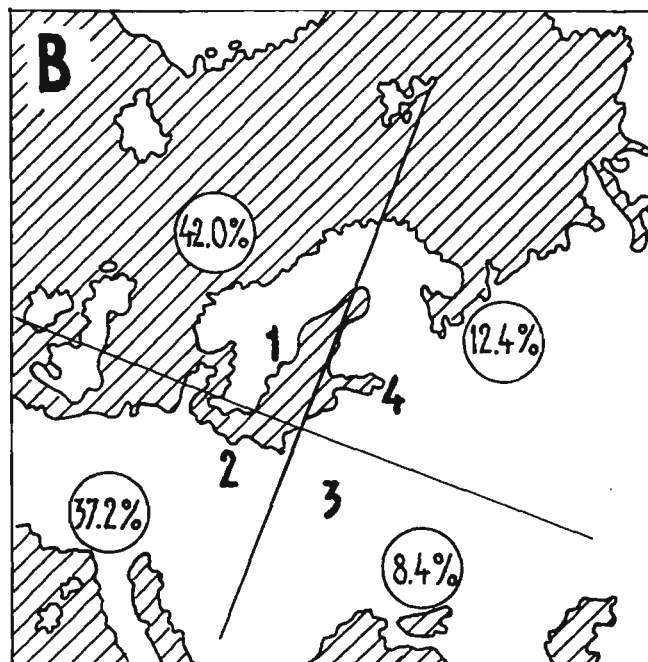


Fig 1 Wind direction in the Baltic republics.
 A) Windroses indicate the frequency distribution of wind direction in various locations. The sector size indicates the relative number of winds. For example, the NNW sector depicts winds from the NNW.
 B) The percent of air masses passing over the Preilu Meteorological Station (Lithuania) by direction. Sector 1 depicts winds from the NW. (Modified from Sakalis and Kvietkus 1989).

elements - as high as that due to anthropogenic loads (Brumelis and Nikodemus 1992). However, if measurement of anthropogenic variation is adequately separated from that of other sources, this method is useful. Surface soil concentrations have been shown to be correlated with deposition (Sajet et al. 1990).

The deposition of pollution is highly dependent on meteorological conditions. Influenced by the Baltic Sea, the Baltic Republics have a transitional maritime to continental climate. Numerous moist air masses (120–140 annually) from the Atlantic Ocean move eastward across the Baltic Sea, supplying the Baltic countries with abundant precipitation (mean 600–650 mm/year). Precipitation events may occur every other day (175–185 days/year) and approximately 70–75% of the precipitation falls as rain. The western slopes of highlands receive more precipitation (800–850 mm/year).

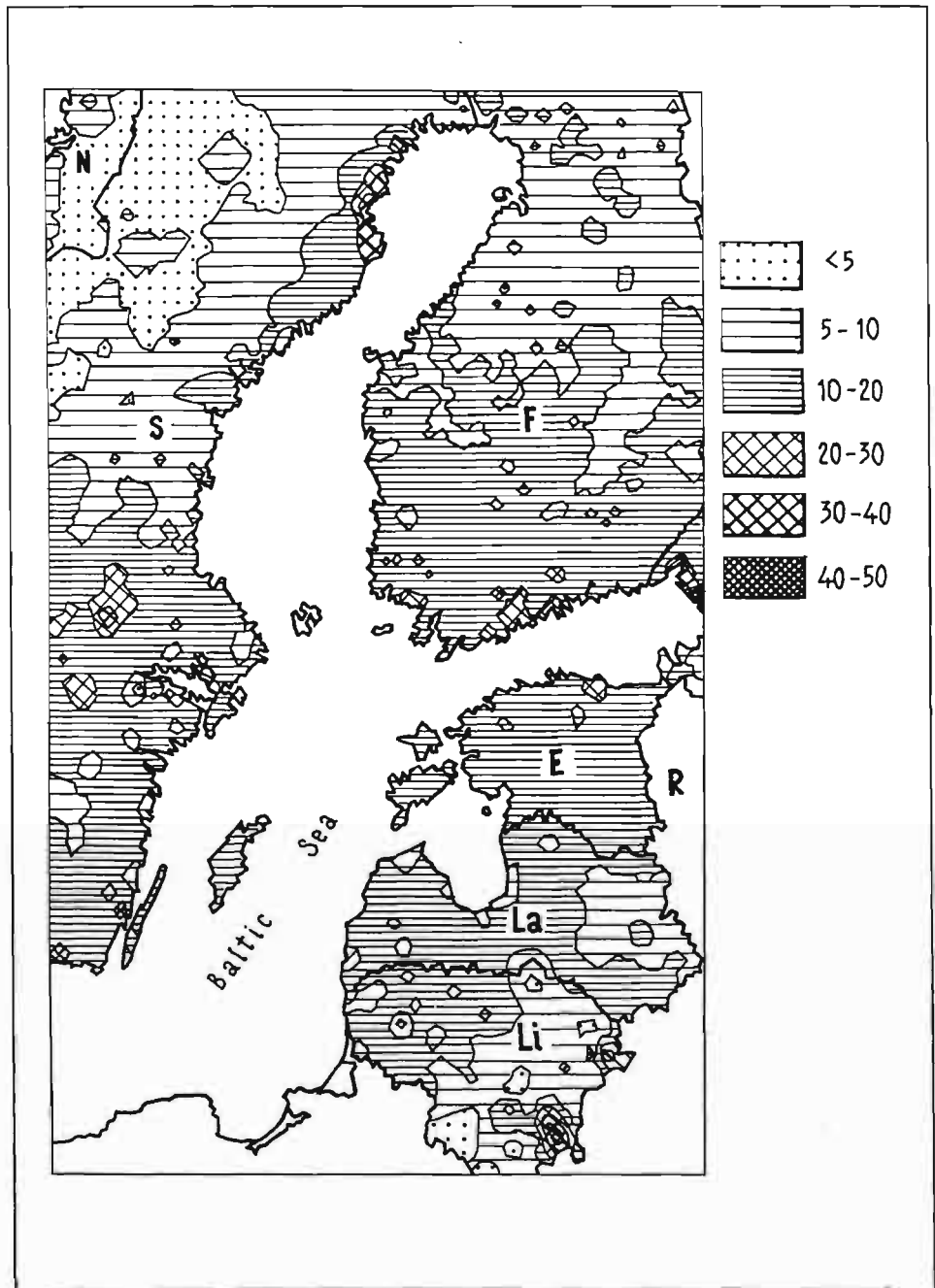
Southwesterly winds dominate, totalling 20–23% of all winds (Fig 1A). Southerly and southeasterly winds dominate along the southern coast of the Gulf of Rīga and southeastern Lithuania. During summer and the beginning of autumn, westerlies dominate. Dividing the wind

direction into sectors at the Preilu meteorological station in Lithuania, it is evident that most of the air masses move from the NW to SW (Fig 1B; Sakalia and Kvietkus 1989). These winds carry pollutants from the industrial SW and central Europe, as well as Scandinavia.

Background Levels and Long-range Transport of Pollutants

The background concentrations of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn) in feathermoss in the Baltic republics are similar to S and central Scandinavia (Ruhling et al. 1992). Cd, Cr, Cu, Pb, V, and Zn concentrations show a weak to strong S-to-N gradient in background levels. Higher concentrations occur in the S. In addition, higher Cr, Cu, Pb, and Zn concentrations are found in W Lithuania and Latvia. This pattern is best shown by the distribution of Pb concentrations (Fig 2; Ruhling et al. 1992), and is consistent with the model of long-range transport from industrialized Central and western Europe. The pattern of metal concentrations of *Sphagnum* species in Estonia has also been explained by trans-boundary

Fig 2
 Pb concentrations (mg/kg) in
 feathermoss in the Baltic countries
 and adjacent areas. E-Estonia, F-
 Finland, L-Latvia, Li-Lithuania, N-
 Norway, R-Russia, S-Sweden.
 (Modified from Ruhling et al. 1992)



transport from Central Europe and Scandinavia (Jevdokimova et al. 1986).

Using a finer scale of data representation, concentrations in *Sphagnum magellanicum* were observed to be higher on slopes of the highlands exposed to westerlies in Latvia. Concentrations of Pb are up to two times higher on the western and northwestern slopes of the Vidzeme Highlands, as compared to the highland tops (Fig 3). These slopes, beginning along the Gulf of Rīga, are the

first to receive incoming precipitation from the west. In W Latvia, westernmost slopes of the uplands have higher concentrations than do slopes inland, but local point sources complicate the pattern here. Apparently, the presence or absence of a slope effect is due to an interaction between the altitude of highlands, differences in precipitation, the prevailing wind directions, location relative to the wind direction, as well as the concentrations of pollutants in precipitation. Despite the relatively low

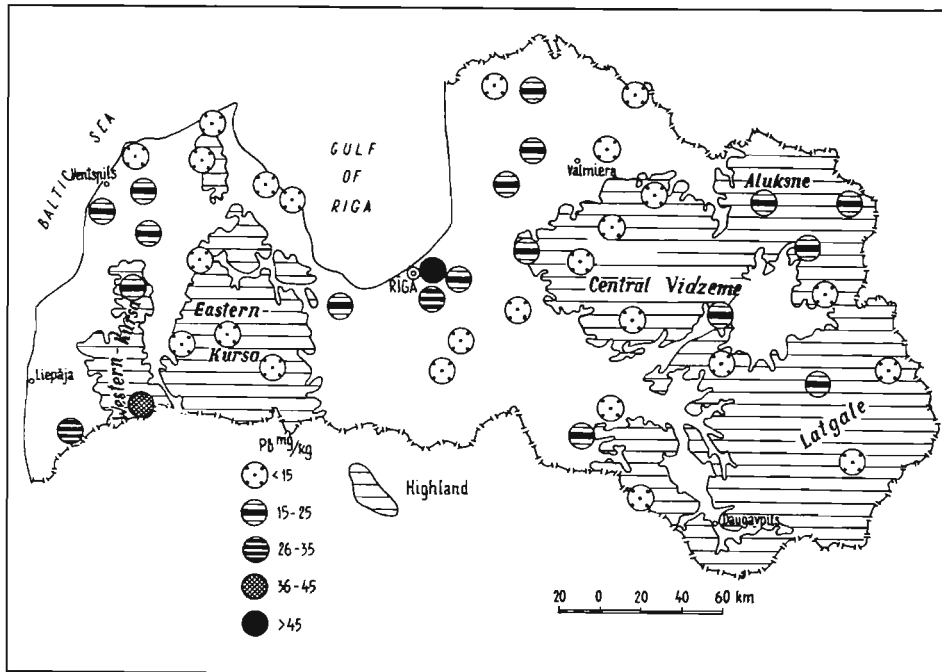


Fig 3
Pb concentrations (mg/kg) in *Sphagnum magellanicum* in Latvia. The highlands are shown.

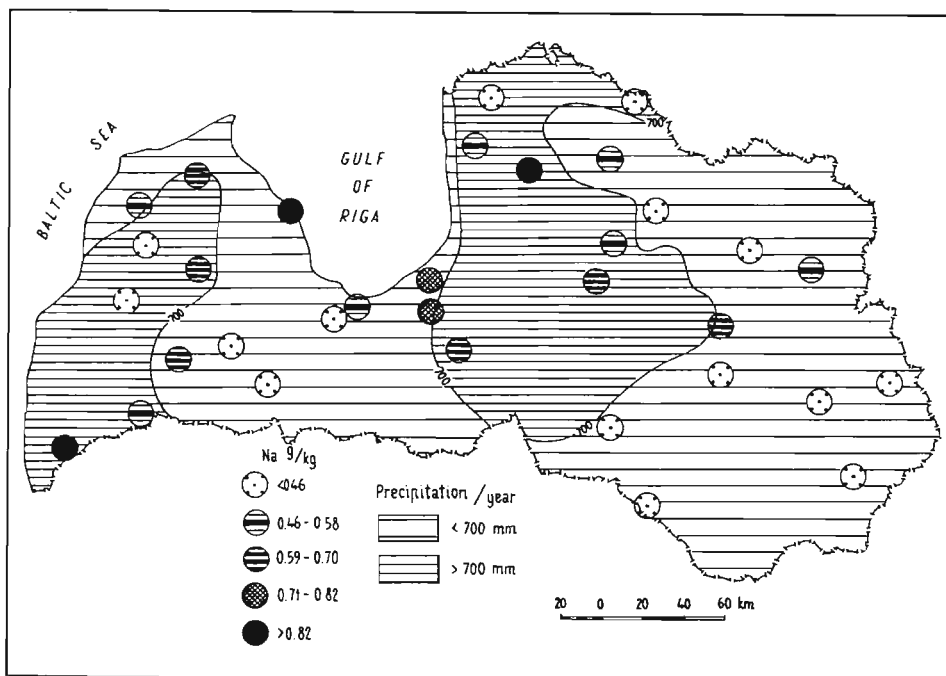


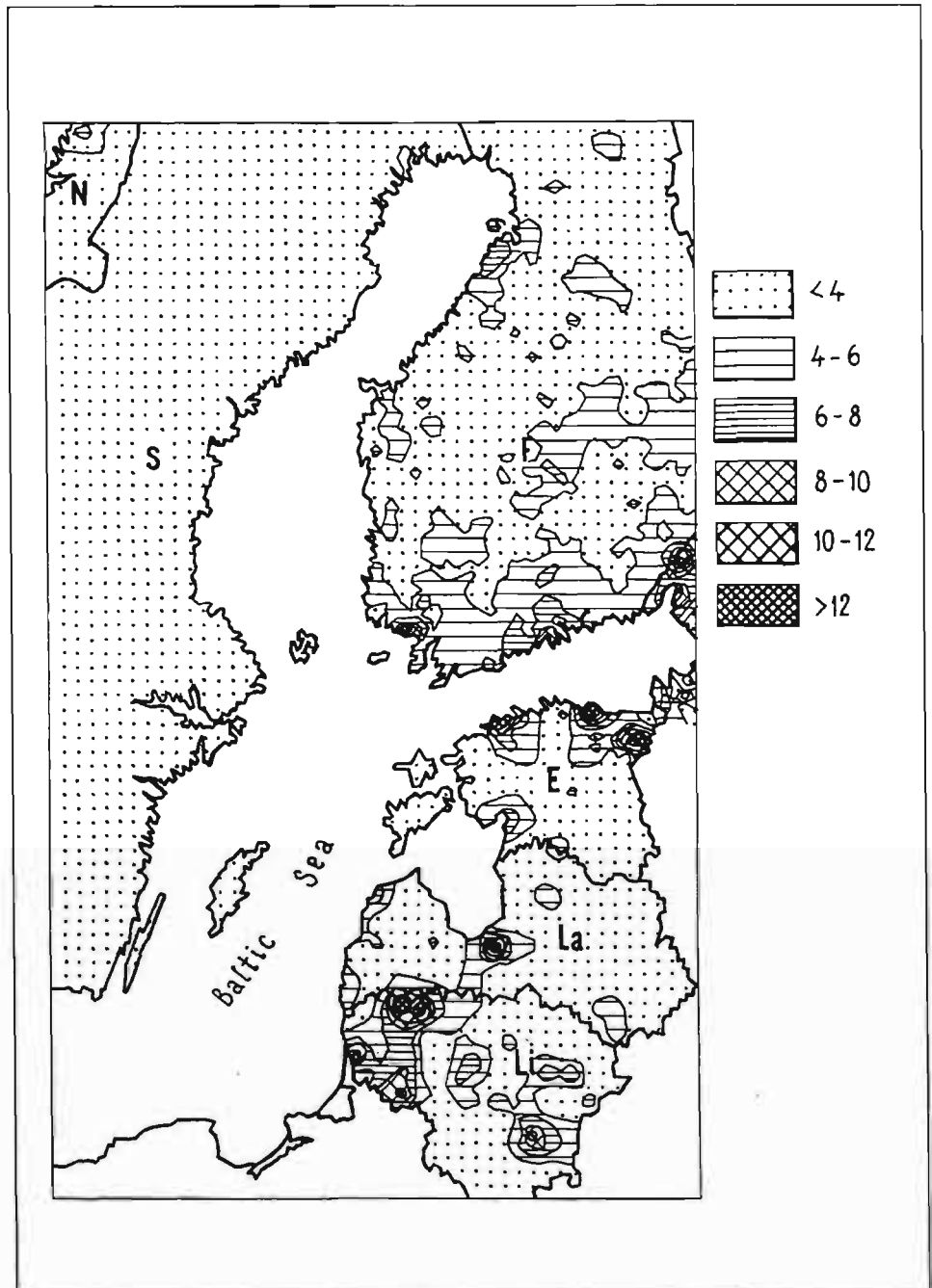
Fig 4
Na concentrations in *Sphagnum magellanicum* in Latvia. Mean annual precipitation is also shown.

altitude of highlands in Latvia (mostly less than 200 m), they do cause differences in the amount of precipitation, which seems to affect deposition of pollutants.

The background concentrations of Na and Br in *Sphagnum magellanicum* are higher along the coasts of Latvia as well as in areas with more precipitation (Nikodēmus 1990). For example, Fig 4 shows the distribution of Na concentrations in Latvia. The

concentrations are determined by the distance from the sea and the amount of precipitation. In areas of precipitation less than 700 mm/year, high concentrations of Na (over 0.71 g/kg) occur only along the coast. Air masses moving east across the Baltic Sea become enriched with these maritime elements which are subsequently deposited in Latvia. A similar pattern occurs along the western Norwegian coast (Steinnes et al. 1992).

Fig 5
V concentrations (mg/kg) in feathermoss in the Baltic countries and adjacent areas. E-Estonia, F-Finland, L-Latvia, Li-Lithuania, N-Norway, R-Russia, S-Sweden. (Modified from Ruhling et al. 1992)



Regional Patterns

The deposition of pollutants at ground level is determined by the interaction between ambient natural concentrations, long-distance transport, maritime-derived loads, local topography, wind direction, precipitation, and local sources. The effect of major point sources and areas with high densities of small industries is superimposed on

a large scale pattern of variable background levels. In the Baltic countries, NE Estonia has the highest levels of locally-derived pollutants. The major point sources here are the Narva and Kohtla-Jarve thermal-electrical power facilities which utilize oil-shale, as well as the Kunda cement factory (Ruhling et al. 1992; Kallaste et al. 1992). This area has high concentrations of Cd (> 0.8 mg/kg), Fe (> 4000 mg/kg) and V (> 14 mg/kg; Fig 5, Ruhling et al.

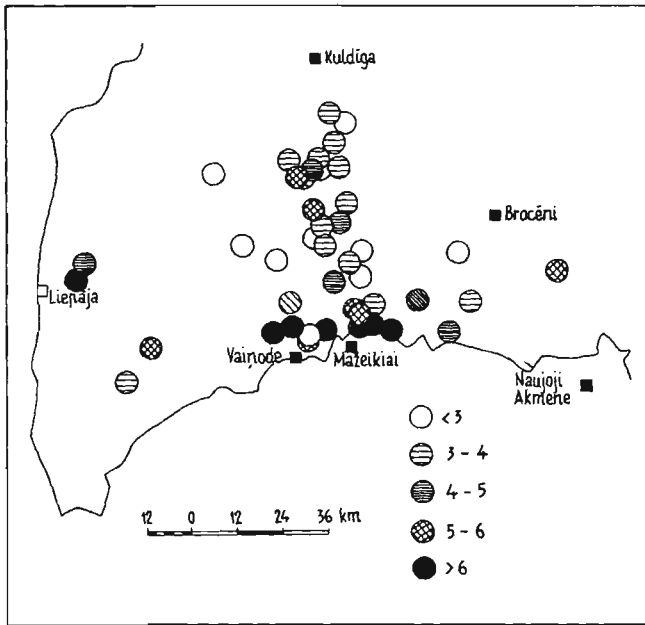


Fig 6 V concentrations (mg/kg) in feathermoss in SW Latvia

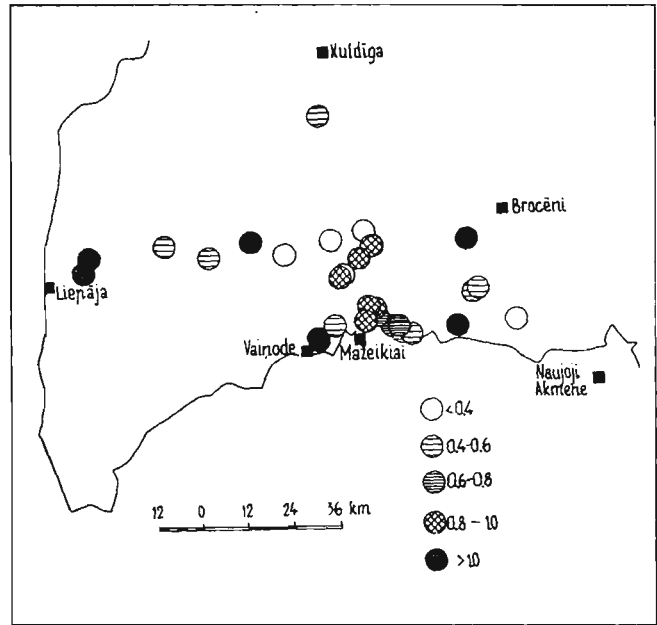


Fig 7 Cd concentrations (mg/kg) in forest surface soil in SW Latvia

1992) in feathermoss. In Lithuania, the Vilnius and Kaunas areas have high levels of Cd, Pb, and V (Fig 5) due to numerous small-to-large industries and oil and coal combustion. The Mažeikiai oil refinery in NW Lithuania, largest in the E Baltic region, emits V in amounts typical of major point sources in Scandinavia (> 14 mg/kg in feathermoss, Ruhling et al 1992,). The nearby Naujoji-Akmene cement industry adds Cr pollution (> 12 mg/kg in feathermoss; Ruhling et al. 1992) to the region.

The deposition zones of Mažeikiai and Naujoji-Akmene extend into Latvia. Maximum concentrations along the border near Mažeikiai are 9.5 and 9.0 mg/kg for V (Fig 6) and Cu, respectively, in feathermoss (Brumelis unpubl.). Another suspected source of heavy metals close to the Mažeikiai deposition zone in Latvia is the Vainode Russian Marine Air Force Base (evacuated in the spring of 1993). Higher concentrations of Cd (Fig 7) and Ni reaching 1.7 and 10.0 mg/kg are found in the organic soil horizon of forest soils under the flight paths of airplanes (Nikodēmus unpubl.). Cd levels here are lower than those around Mažeikiai, but the deposition zones do not appear to overlap. The metallic alloys of airplane engines are high in Cd and Ni, and it is believed that these two elements are most susceptible to liberation by the extreme corrosive action of jet fuel (Eberhards, pers. comm).

The metal industry in Liepāja is the most important point source of heavy metals in Latvia, resulting in extremely high amounts of Zn (136 mg/kg; Fig 8) and Cd (1.2 mg/kg), and increased levels of Pb (28 mg/kg) and Cu (11.5 mg/kg) in feathermoss (Brumelis unpubl.). Zn concentrations remain high, 40 km E of the source (123 mg/kg; Fig 8). Zn concentrations approach those reported

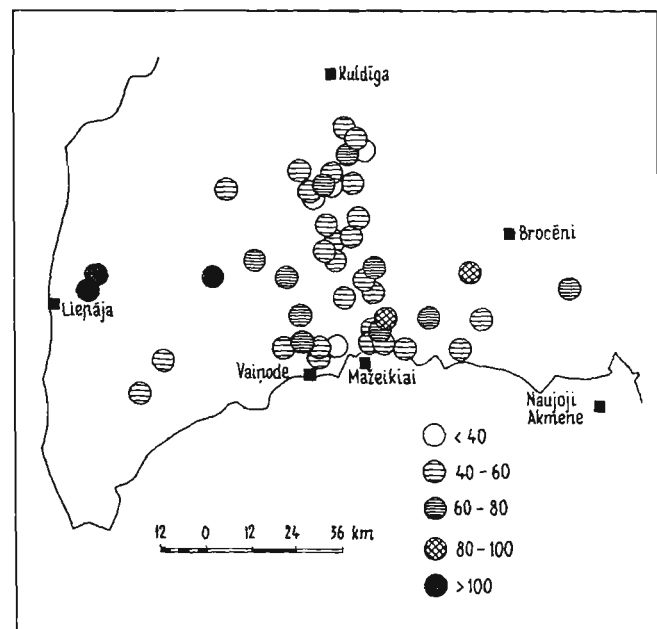
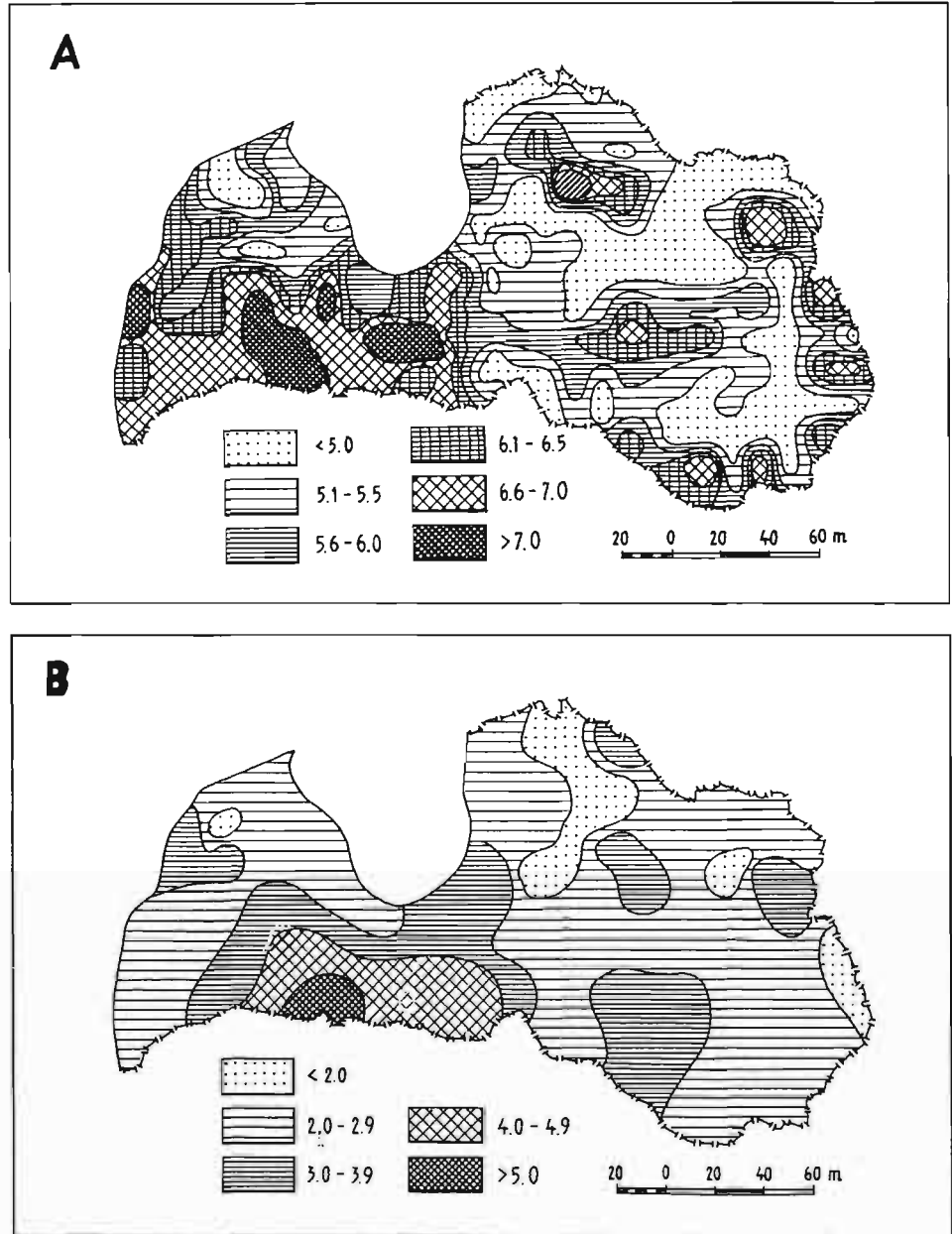


Fig 8 Zn concentrations (mg/kg) in feathermoss in SW Latvia

to affect species composition of forests (170-190 mg/kg, Folkesson et al. 1988). The area around Liepāja also had the highest Cd and Zn concentrations in surface soil (1.5 and 185 mg/kg, respectively, in southwestern Latvia (Nikodēmus, unpubl.).

Fig 9
 Acid and alkaline precipitation.
 A) The pH of snow in Latvia (1986).
 From Berina and Kalvina (1990)
 B) Ca concentrations (g/kg) in
Sphagnum magellanicum moss in
 Latvia.



Acid Rain Versus Alkaline Pollution

The mean pH of precipitation falling in Latvia in 1986 was over 6.5 (Berina and Kalvina 1990). Fig 9A shows the pH values of snow in Latvia in 1986/87. The pH of snow in most of E and NW Latvia was less than 5.5, but was neutral to basic for much of the remaining area. At the same time, in 1985, the pH of precipitation at the Preili Meteorological Station in W Lithuania was 3.8 to 4.4. This suggests that the prevailing SW air masses entering Latvia are acidic but become neutralized by local sources. The area in SW Latvia around the Brocēni and Naujoji-Akmene (Lithuania)

cement industries received snow with pH values greater than 7.0. It is likely that these point sources of alkaline pollution neutralize incoming acid rain from the more industrialized areas of Europe. This is substantiated by Ca concentrations in *Sphagnum magellanicum* (Fig 9B), which are related to the pH of precipitation. In Latvia the highest levels of acidity in precipitation are associated with the Central Vidzeme, Alūksne, and Latgale Highlands (Fig 9B).

A similar pattern occurs in Estonia. While most precipitation is neutral to basic (pH over 5.6), it is lower than 5.2 on the Vislandi Island (close to the W coast of Estonia), an area without pollution sources (Kallaste et al.

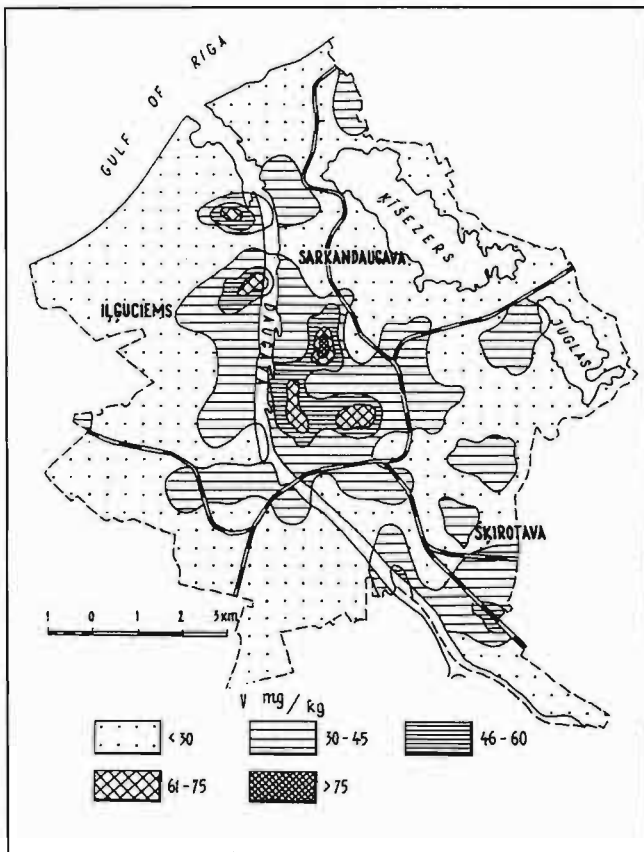


Fig 10 V concentrations (mg/kg) in surface soil in the city of Riga

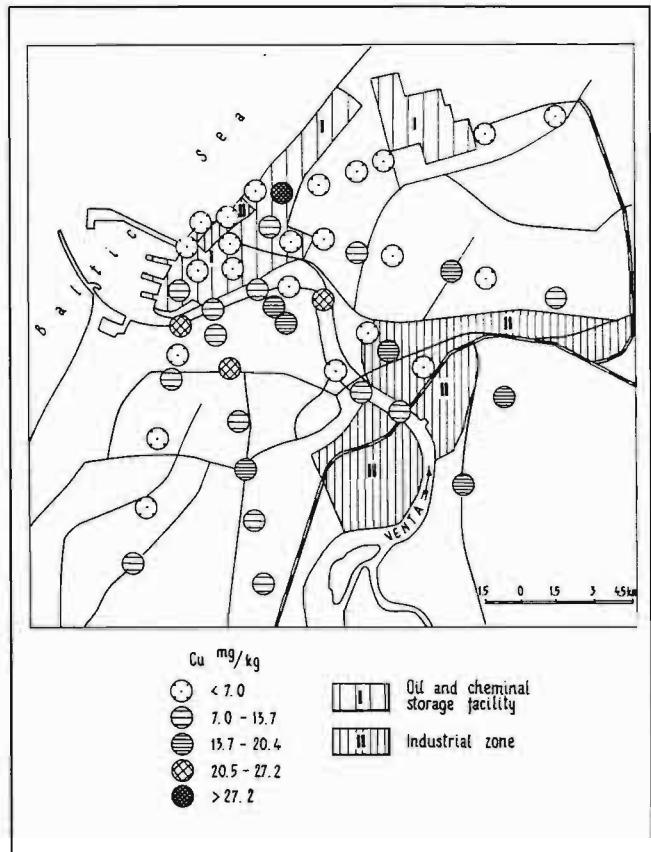


Fig 11 Cu concentrations (mg/kg) in surface soil in the city of Ventspils. The chemical storage facility and industrial zone are shown.

1992). The pH level here is also highly dependent on wind direction, with the most neutral precipitation coming from the N. This was explained by trans-boundary acid rain from Scandinavia, the former USSR, and Central Europe (Kallaste et al. 1992).

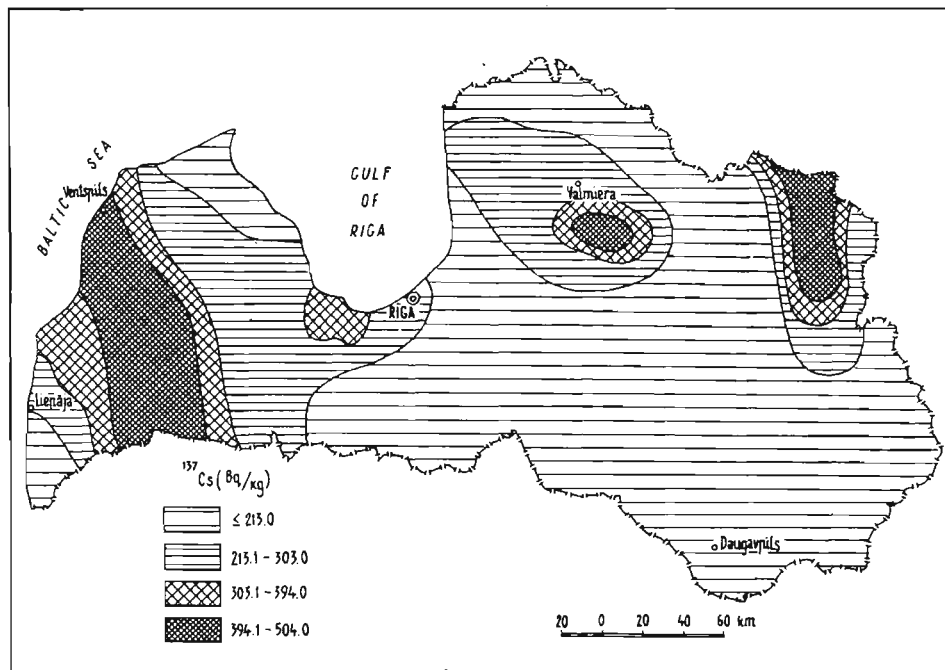
The use of fossil fuel combustion for thermal and electrical power production in the Baltic countries strongly affects the acidity of precipitation, which is determined by the relative proportions of sulfate and calcium ions. Oil shale combustion in NE Estonia results in emissions with similar concentrations of sulfate and calcium ions. Hence, the pH of precipitation around these sources is above 7 (Kallaste et al. 1992). The Baltic countries, as recovering nations, are concerned with obtaining inexpensive coal and oil. Therefore, the issue of fossil fuel, high in sulfur, has not been raised. Large boiler houses in the major cities have deteriorated rapidly and operate without control devices for fly ash and gases. The widespread domestic use of coal for home heating also contributes to pollution at the local level. Currently, there is a tendency to convert from the use of imported coal and oil combusted in outdated facilities, to a new economical technology based on locally available fuel, such as wood, peat, and waste. This

will likely decrease pollutant loads into the environment in the future.

Large Cities

The major Latvian cities, Riga and Ventspils, have been surveyed for total heavy metal contents of surface soil (Nikodemus and Ramans 1990 and unpubl. data). The soils of Riga are generally podsolized sands formed on dunes of the Baltic Coastal Plain. Natural concentrations are fairly uniform. Wetland soils are found between dunes. On the periphery of Riga the soil structure is natural, but in the urbanized city core it is highly altered. Mapping of the metal concentrations reveals poor city planning in terms of environmental health. The city centre, with a high traffic density, is surrounded by a ring of industries, built for the most part in the 1950s to early 1970s. Regardless of the wind direction, the centre thus receives emissions from the industrial zone. During periods of no wind, the emissions remain in the heated centre. As a result, the concentrations of metals (Cu, Cr, Mg, Ni, Pb, Zn, and V) in topsoil are highest in the centre, and normally 10 to 15 times the

Fig 12
¹³⁷Cs concentrations (Bq/kg) in
Sphagnum magellanicum moss in
 Latvia.



background levels. For example, the V concentrations are shown in Fig 10. V is emitted as a result of fossil fuel combustion. High concentrations are due to a large thermal-electrical power facility in Šķīrotava, and smaller domestic and industrial boiler houses. Concentrations of V in the city centre are above 60 mg/kg in surface soil (Fig 10), compared with background levels of 13 to 25 mg/kg.

Historically, coal slag and ash from city homes was deposited on roads. This past practice in Rīga also may have affected current concentrations of metals in soils. In suburban and rural areas of the Baltic countries, coal waste is still routinely spread along roads.

Under Soviet rule, high density housing projects were built around the industrial zone. Numerous gardens for domestic produce are located in both the industrial and peripheral residential zones. In the Baltic countries these private gardens are an important source of food. Unfortunately, since they are perceived as a requirement for survival, health risks are ignored at all levels.

Ventspils, located on the W coast of Latvia, is a major port for the export of oil, ammonium, potassium salt, methanol, acrylonitrile, and other hazardous chemicals. Exports of oil and potassium salt passing through Ventspils in 1989 amounted to 35 and 1.7 million t, respectively (Grīnbergs 1889). The period of instability in trade relations with the E during the breakup of the USSR meant that these exports decreased, but they are again gradually reaching previous levels. Despite the flow of these hazardous chemicals through the city, the levels of heavy metals in soils around the oil and chemical storage facility, as well as the N area, are lower than in the industrial zone and city centre. Except for one collection site, all soil

samples were relatively low in Cu around the storage and loading area (Fig 11). The abundant brisk northwesterlies in Ventspils likely carry pollutants away from the city core and port.

However, trees in the Ventspils centre are visibly damaged (Balodis 1989). K concentrations were increased in this area and reached 1.08 mg/m³ in the air in 1988. Previously, the potassium-loading terminal was not contained and K dust was freely blown eastward by the prevailing wind. It is believed that much of the tree damage was caused by high levels of K. This problem was alleviated in 1991 by simply containing the K terminal by walls and a roof and granulating the salt before export.

The Chernobyl Effect

The meltdown of reactor 4 at the Chernobyl Nuclear Power Station occurred on April 25–26, 1986. The initial radioactive cloud moved across Byelorussia, the Baltic countries, and Scandinavia. The highest levels of radiation in Lithuania, Latvia and Sweden were registered on April 28–29 (Lujanas et al. 1989; Gavārs and Reinholds 1990; Persson et al. 1986). Due to different methods used for the determination of radioactive fallout, comparison between the different countries is not possible. The concentrations of radioactive isotopes in plants and soil were mapped to assess the deposition of radioactive elements after the accident. In Lithuania, the most affected area was the W and SW. The concentration of ¹³⁷Cs in spruce needles was 260 Bq/kg in SW Lithuania, compared with 93 Bq/kg in the central area. Respective concentrations for these two areas

were 240 and 42 Bq/kg in pine needles and 220 and 28 Bq/kg in birch leaves (Styra et al. 1989). After passing Lithuania, the radioactive cloud continued N along the coast of Latvia. Between April 26 and 29, a small amount of precipitation that occurred from the cloud in Latvia was limited to specific areas, but it did not exceed 0.5 mm/day. Background levels of radiation before the accident were between 7 and 14 mR/hour. After the accident, the background levels in W Latvia increased by 11 mR/hour, but by only 1–2 mR/hour in the E (Filipovics and Nikodēmus 1993).

The deposition of radioactive fallout in Latvia is best shown by the concentrations of ^{137}Cs in *Sphagnum magellanicum* (Fig 12), measured three years after the accident. Overall background levels are 163–178 Bq/kg, but over 400 Bq/kg in W Latvia. This correlates well with the movement of the radioactive cloud soon after the accident. However, increased levels are also found in the Central Vidzeme and Alūksne uplands. The radioactive cloud changed direction after passing through

Scandinavia and again crossed Latvia at the end of April to beginning of May, where it deposited fallout on the uplands of E Latvia.

Conclusion

The pattern of deposition of pollutants in the Baltic countries is determined by meteorological conditions, local point sources, and long range transport. Much of the region receives precipitation with neutral pH, due to numerous cement and building-material industries, and basic fly ash from fossil fuel combustion. Major point sources of pollution are the Narva oil-shale burning region (Estonia), the steel industry at Liepāja (Latvia), and the Mazeikiiai oil refinery (Lithuania). Large thermal-electrical power facilities that utilize fossil fuel usually lack control devices. After the Chernobyl accident less radioactive deposition occurred in Latvia, due to minimal precipitation after the event.

References


- Balodis, V.: Ecological situation of the town of Ventspils. *Latvijas Ekologija* 1, 28–35 (1989) (In Latvian)
- Berina, D.; Kalvina, L.: Heavy Metal concentrations of precipitation in Latvia. *Zinātne, Rīga, Latvia* 1990. (In Russian)
- Brumelis, G.; Nikodēmus, O.: Biological monitoring in Latvia: Problems in the partitioning of anthropogenic and natural effects. Proceedings, 2nd International Bioindicators Symposium and Workshop, Kuopio, Finland 1992. in press.
- Fillipovics, J.; Nikodēmus, O.: Radionuclides in Latvia. *Latvijas Arsts* 2, 204–212 (1993) (In Latvian)
- Folkesson, L.: Interspecies calibration of heavy metal concentrations in mosses and lichens. *Water, Air and Soil Pollution* 11, 253–260 (1979)
- Gavārs, V.; Reinholds, E.: Man and natural radiation/Changes after the Chernobyl AES accident. *Latvijas Arsts* 1, 7–13 (1990)
- Grinbergs, S.: Town-building aspects of the ecological situation in Ventspils. *Latvijas Ekologija* 1, 7–20 (1989) (In Latvian)
- Jevdokimova, A. et al.: The indication of pollution sources using heavy metal concentrations in peat of raised bogs. Proceedings, Landscape Geochemistry (Geokimija Ladshaftov), 133–134. Rostov on Don 1986. (In Russian)
- Lujanis, V. et al.: The changes of the gamma-radiation level in the Lithuanian SSR. In: *Atmosferos Fizika*. pp. 20–23. Mokslas, Vilnius 1989. (In Russian)
- Kallaste, T. et al.: Air Pollution in Estonia 1985–1990. Environment Data Centre, National Board of Waters and the Environment, Helsinki 1992.
- Nikodēmus, O.: The concentrations of chemical elements in *Sphagnum magellanicum* Brid. moss in Latvia. *Latvijas Arsts* 6, 41–48 (1991) (In Latvian)
- Nikodēmus, O.; Ramans, K.: Results of Ecogeochemical Indication of Rīga. *Latvijas Ekologija* 2, 36–49 (1990) (In Latvian)
- Persson, C. et al.: The Chernobyl Accident – A meteorological analysis of how radionuclides reached Sweden. Swedish Meteorological and Hydrological Institute Nr 55. 1986.
- Ross, H.: On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace element deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 50, 63–76 (1990)
- Ruhling, A. et al.: Atmospheric Heavy Metal Deposition in Northern Europe 1990. *Nord* 12 (1992)
- Sajet, J. et al.: *Geokimija Okrushajučei Sredi* (Environmental Geochemistry). Nedra, Moscow 1990. (In Russian)
- Sakalis, I.; Kvietkus, K.: Atmospheric heavy metal concentrations in the southern Baltic region. In: *Atmosferos Fizika*. pp. 148–162. Mokslas, Vilnius 1989. (In Russian)
- Steinnes, E. et al.: Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. *Chemoshere* (1993) (submitted)
- Styra, B. et al.: Radioactivity of tree leaves and needles in the Lithuanian SSR after the Chernobyl accident. In: *Atmosferos Fizika*. pp. 87–93. Mokslas, Vilnius 1989. (In Russian)

17th URBAN DATA MANAGEMENT SYMPOSIUM

SEPTEMBER 4-8, 1994
HELSINKI-ESPOO, FINLAND

UD
MS

PROCEEDINGS



HELSINKI UNIVERSITY OF TECHNOLOGY
LIFELONG LEARNING INSTITUTE DIPOLI

 THE ASSOCIATION OF
FINNISH LOCAL AUTHORITIES

THE DATA MANAGEMENT OF THE LANDSCAPE STRUCTURE AND ENVIRONMENTAL POLLUTION OF RIGA USING GIS

Oļģerts Nikodemus lecturer	Department of Environmental Protection University of Latvia	Latvia
Ints Mūrnieks lecturer	Department of Environmental Protection University of Latvia	Latvia
Kārlis Kalviškis lecturer	GIS laboratory University of Latvia	Latvia

ABSTRACT

The paper describes the basis for the ecological mapping and data management for the City of Riga using GIS. The obtained results were used for the establishment of General Plan for Riga.

LANDSCAPE MAPPING OF RIGA

An important goal of city planning is to allocate space using ecological parameters. In 1988 to 1994 ecological maps of Riga including a landscape map were developed at the University of Latvia, to make recommendation for the Riga Territory Protection scheme and the General Plan. The investigation of the territorial structure of ecological functions of different levels of hierarchy is the main task of landscape ecological research in cities [5], [3].

The city landscape is a complicated structural system. The urban landscape is to a variable degree changed natural landscape structure. Its structure is determined by

the interrelations between relief, lithological structure, soils moisture, micro climate and vegetation. This structure in populated areas is much changed with buildings, associated landscape design, transport network etc. Both natural and urban structures occur in cities and determine the geological foundation

The basis used for the mapping of Riga was the same as for the development of the ecological maps of West Berlin [9], [1]. The most important factors for mapping were to determine areas with stable space and anthropogenic factors that have recognisable function. The mapping detail is set by the map scale. The ecological mapping of Riga used a scale of 1:25000, which did not give much resolution of small structures.

The natural structures of the Riga landscape have been mapped as follows: geomorphology (G. Eberhards), vegetation (M. Laiviņš), soil and hydrology (O. Nikodemus). The main natural structures are the Baltic coastal lowland, wind formed sand dunes and ridges (Figure 1.). Each structure has a unique relief, soil and moisture characteristics that determine vegetation.

The anthropogenic structure maps produced were building density (I. Ekmāne), tree density (O. Nikodemus). The cities landscape-functional map was developed using the above maps as well as with land-use patterns. The following landscape-functional structure types were identified:

- Unorganised green zone (forest, shrubs, fields, wetlands, forest parks);
- Organised green zone (parks, cemeteries, squares);
- Agricultural (gardens, pasture);
- Domestic building (small houses, cottage type, various density and size large apartment buildings);
- Industrial (factories);
- Community (community sites, sport fields, airports);
- Aquatic (rivers, lakes and Riga Gulf).

The Riga landscape structure forms the concentric zone model [2] (Figure 2.). The epicentre is the Old Riga with the highest building density (up to 95%). Further from the centre the density is 35%, and the garden and yard area increases. The centre is enclosed by industrial zones. Further individual housing areas (density 10-30%) and large apartments (10-40% density) are. Further from the centre are forests,

forest parks and cemeteries. In the 1980's another industrial zone was formed around the open area.

Using GIS to analyse landscape structural changes from 1980 to 1994, it was determined that most changes occurred in the alluvial plain and terraced lowland area (Figure 3.). Due to urbanisation, the natural dune system was levelled, and many streams were filled, the hydrological regime was changed. The least changed are the Litorin Sea lagoon lowlands and pine stands and dunes in the city periphery.

The type of structural analysis allows the inclusion of ecological principles into the formation of the city general plan [8]:

- protection of city historical trends;
- protection of biologically important areas with zonal differentiation;
- protection of biological diversity;
- renewal of streams and then protection, etc.

MAPPING OF POLLUTION

City air pollution mapping was the levels measured at some points. This approach give much information on the ecological state, but since the sampler sites is usually small, the resolution is poor and results are not well applied to functional structural mapping. Therefore, to make objectively assess emissions, the levels in soils, precipitation and plants are often used [6].

The concentrations of emissions deposited on the ground layers give information on the distribution around point sources, and the effects on biota. With increased emissions, the concentrations on the ground increase, and the distribution varies with wind direction. Concentration in soil reflect long term deposits superimposed on natural concentrations. Snow analyses reflects emission during the winter. Riga was mapped using soil and snow concentrations as well as levels in hung moss bags (*Sphagnum magellanicum*).

The long-term and seasonal concentration of Cr, Mn, Ca, Ni, Cu, Pb, Zn, Mg, Co and Cd were found to have different spatial patterns.

The Pb concentrations in soil best vary with structural patterns (Figure 4.) with the highest concentrations in the city centre. The centre has had boiler-houses operating for a long time, as well as old individual industries and the Pb has been deposits for a long time. The most pollution today is from transport and maximum Pb levels ran into a 25 m from major roads. In dense road system the high concentrations areas is detected.

The analysis of the landscape functional map with pollution map show that the high concentrations in the city centre are due to poor city planing. There are higher air temperatures (1-2 °C in the summer and 9-10 °C in the winter) than the surrounding areas, due to building density [7]. There a „funnel effect” in air circulation occurs, where emission from the centre does not leave ([4].

Using GIS it was determined that to improve air circulation in the centre, green areas should be increased in Riga. This is possible only with the removal of another landscape functional structures, such as industry rail facilities. Thus these maps can be used for improving the ecological state in Riga.



Fig. 1 The geomorphologic landscape



Baltic Ice Lake plain



Dune massives and ridges,
collen fields and plains



Marshy plain



Alluvial plain



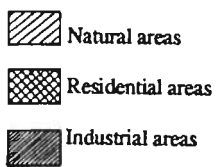
Littorina Sea
lagoon plain



Marine-alluvial plain



Fig. 2 Land use



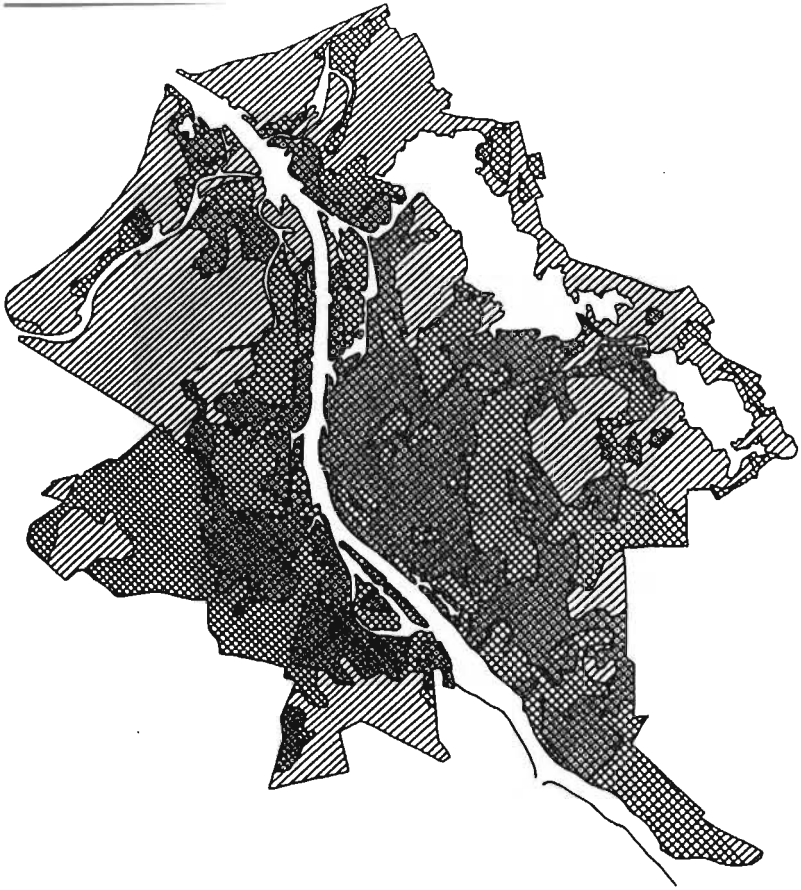
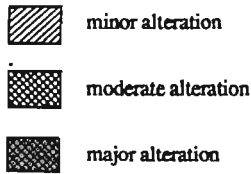


Fig. 3

Alteration of the natural landscape



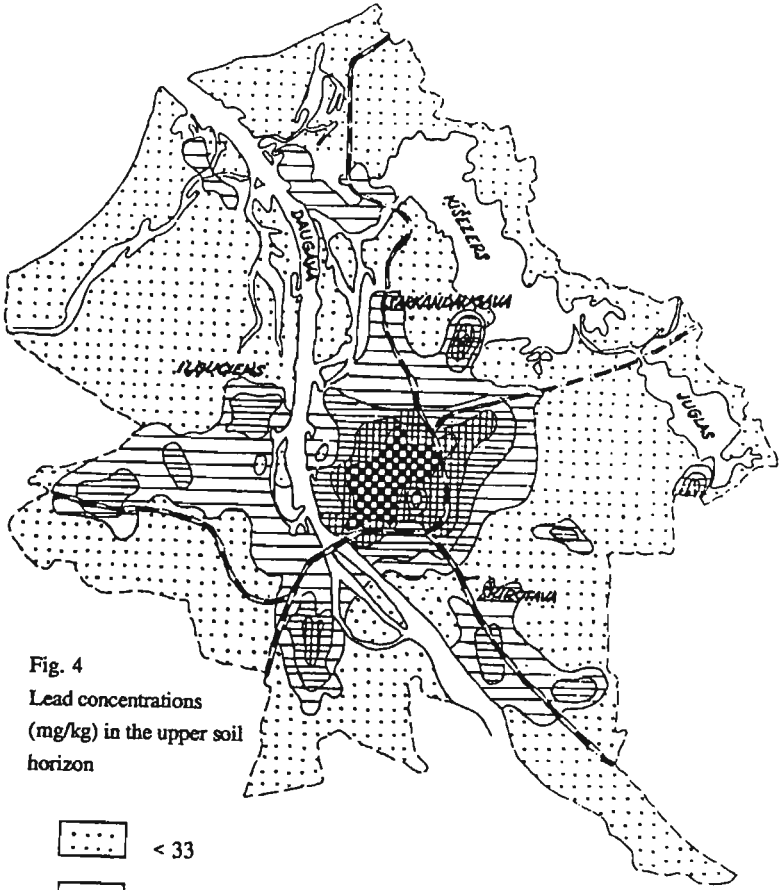
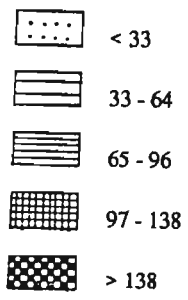


Fig. 4
 Lead concentrations
 (mg/kg) in the upper soil
 horizon



VIDES MONITORINGS LATVIJĀ

8

**EKOLOĢISKĀ SITUĀCIJA
MAŽEIKŪ VNPU "NAFTA"
IETEKMES ZONĀ LATVIJĀ**



SATURS

Ievads	4
1. Vides piesārņojuma avoti Dienvidkurzemē, to raksturojums /O.Nikodemus/	5
2. Dienvidkurzemes orogrāfija un tās nozīme piesārņojošo vielu izkliedē /I.Mūrnieks/	10
2.1. Orogrāfijas raksturojums Mažeīķu VNPU “Nafta” apkārtnē	10
2.2. Izmešu izkliedēšanas un absorbēšanas noteicošie faktori	13
2.3. Izmešu izkliede PU “Nafta” apkārtnē atkarībā no reljefa un vēja virziena un stipruma	13
2.4. Secinājumi	17
3. Atmosfēras gaisa piesārņojuma izpētes rezultāti /A.Kalniņa/	18
3.1. Darbā izmantotais materiāls un tā novērtējums	18
3.2. Atmosfēras gaisa piesārņojumu ietekmējošie faktori	19
3.3. Atmosfēras gaisa un nokrišņu piesārņojuma pētījumu analīze Mažeīķu rūpniecības objektu ietekmes zonā 1991. un 1992. gadā	23
3.4. Nokrišņu un sniega segas ķīmiskais sastāvs /O.Nikodemus, A.Kalniņa/	33
4. Vides stāvokļa bioindikācijas rezultāti	50
4.1. Mažeīķu naftas pārstrādes rūpnīcas ietekmes zonas veģetācijas raksturojums /M.Laiviņš/	50
4.2. Mežaudžu stāvoklis pēc reģionālā meža monitoringa rezultātiem /M.Laiviņš, M.Sīpols/	50
4.3. Kokaudzes papildpieauguma pētījumu rezultāti /M.Laiviņš/	53
4.4. Vides stāvokļa fitoindikatīvais vērtējums Mažeīķu naftas pārstrādes rūpnīcas “Nafta” emisijas zonā /I.Magone/	54
4.5. Piesārņojuma bioģeokīmiskās indikācijas rezultāti, par sorbentu izmantojot sūnu /G.Brūmelis, O.Nikodemus/	64
5. Augsnes indikācijas rezultāti Dienvidkurzemē /O.Nikodemus/	71
5.1. Mežu augsnes un to ķīmiskās īpašības	71
5.2. Lauksaimniecības zemju augsnes un to ķīmiskās īpašības	86
6. Kopsavilkums /O.Nikodemus/	87
7. Izmantoto materiālu saraksts	92
8. Summary /G.Brūmelis/	94

IEVADS

Sarežģīta ekoloģiskā situācija Latvijas Republikā izveidojusies Dienvidkurzemē, kuri bez Latvijas pierobežā esošajiem antropogēnajiem izmešu avotiem ietekmē Lietuvas Republikas rūpniecības objekti un termoelektrocentrāles. Par to liecina daudzu zinātnisko (LZA Bioloģijas institūta, Latvijas Universitātes) un valsts pārvaldes (LR Ministru Padome, Hidrometeoroloģijas Pārvaldes, LR Vides aizsardzības komitejas) organizāciju izstrādnes Tomēr, līdz šim nav veikts vispusīgs situācijas izvērtējums, kas dotu iespēju novērtēt Mažeiki valsts naftas pārstrādes uzņēmuma "Nafta" ietekmi vides stāvokļa pasliktināšanā Latvijā.

Šī darba mērķis ir izvērtēt un apkopot LR Vides aizsardzības un reģionālās attīstības ministrijā iesniegtos dažādu iestāžu pārskatus par pētījumu rezultātiem Dienvidkurzemē, lai kompleksi raksturotu ekoloģisko situāciju Latvijas pierobežā, kā arī parādītu turpmākos pētījumu virzienus.

Atsevišķu nodaļu (2., 4.1., 4.2., 4.4., 4.5. un 5. u.c.) sagatavošanā izmantoti autori oriģinālo pētījumu rezultāti. Nodaļu autori ir:

1. **Guntis Brūmelis**, LU Bioloģijas fakultāte (4.5. nod.)
2. **Anita Kalniņa**, LU Ģeogrāfijas fakultāte (3. nod.)
3. **Māris Laiviņš**, LU Ģeogrāfijas fakultāte (4.1., 4.2., 4.3. nod.)
4. **Ilze Magone**, LU Bioloģijas fakultāte (4.4. nod.)
5. **Ints Mūrnieks**, LU Ģeogrāfijas fakultāte (2. nod.)
6. **Oļģerts Nikodemus**, LU Ģeogrāfijas fakultāte (1., 3.6., 4.5., 5., 6. nod.)
7. **Madis Sīpols**, Latvijas Mežierīcības institūts (4. nod.)

Darba autori izsaka pateicību bioloģijas zinātņu doktorei Dz.Beriņai un citiem pārskatu autoriem par iespēju izmantot viņu pētījumu rezultātus. Rezultātu apkopošanā lielu palīdzību kopējās situācijas izvērtēšanā Latvijas un Lietuvas pierobežā sniedza ģeogrāfijas zinātņu hab. doktore A.Melluma.

1. VIDES PIESĀRŅOJUMA AVOTI DIENVIDKURZEMĒ, TO RAKSTUROJUMS

Vides situāciju Dienvidkurzemē ietekmē četros Latvijas administratīvajos rajonos (Liepājas, Kuldīgas, Saldus un Dobeles) funkcionējošie atmosfēras gaisa piesārņojuma avoti. Pēc Latvijas Republikas Vides aizsardzības komitejas datiem (Gaisa aizsardzība Latvijā. 1991.gads (gada atskaite)) vislielāko piesārņojumu šajā reģionā dod Liepājas rajonā darbojošās katlu mājas un rūpniecības uzņēmumi, kā arī mobilie (autotransports, dzelzceļš un lidosta) piesārņojuma avoti. Liepājas rajona stacionārie piesārņojuma avoti atmosfērā izmet relatīvi daudz sēra dioksīda (4350.0 t/gadā) un slāpekļa oksīda (1922.2 t/gadā). Pārējo rajonu devums atmosfēras gaisa piesārņošanā ir niecīgs (1.1. att.), izņemot cieto daļiņu izmetes Saldus rajonā (6017.4 t/gadā).

Lai novērtētu Latvijas uzņēmumu kaitīgo ietekmi uz Kurzemes un Zemgales dienvidu rajoniem, vieglās rūpniecības valsts zinātniski tehniskā centra Ekoloģiskais centrs veicis Saldus, Dobeles un Jelgavas rajonu izmešu inventarizāciju. Pēc inventarizācijas datiem ir aprēķināta kaitīgo vielu izkliede no šiem uzņēmumiem. Izklijes aprēķini veikti slāpekļa, oglekļa un sēra oksīdiem, kā arī cietajām daļiņām.

Iegūtie rezultāti parāda, ka Latvijas dienvidu rajonos nav izvietoti piesārņojuma avoti, kas pēc patreizējo izmešu daudzuma varētu izsaukt ekoloģiskās situācijas pasliktināšanos (1.1, 1.3.tab.).

Lielākie vides piesārņotāji šajā reģionā ir Mažeiku naftas pārstrādes rūpnīca "Nafta" un Jaunakmenes cementa rūpnīca "Akmencementas" (1.2. tab.).

Mažeiku naftas pārstrādes rūpnīcā 1980.gada 20.aprīlī tika iedarbināta tehnoloģiskā līnija, kas deva pirmo produkciju - degvielu un mazutu. 1983.gadā iedarbināja otro tehnoloģisko kompleksu.

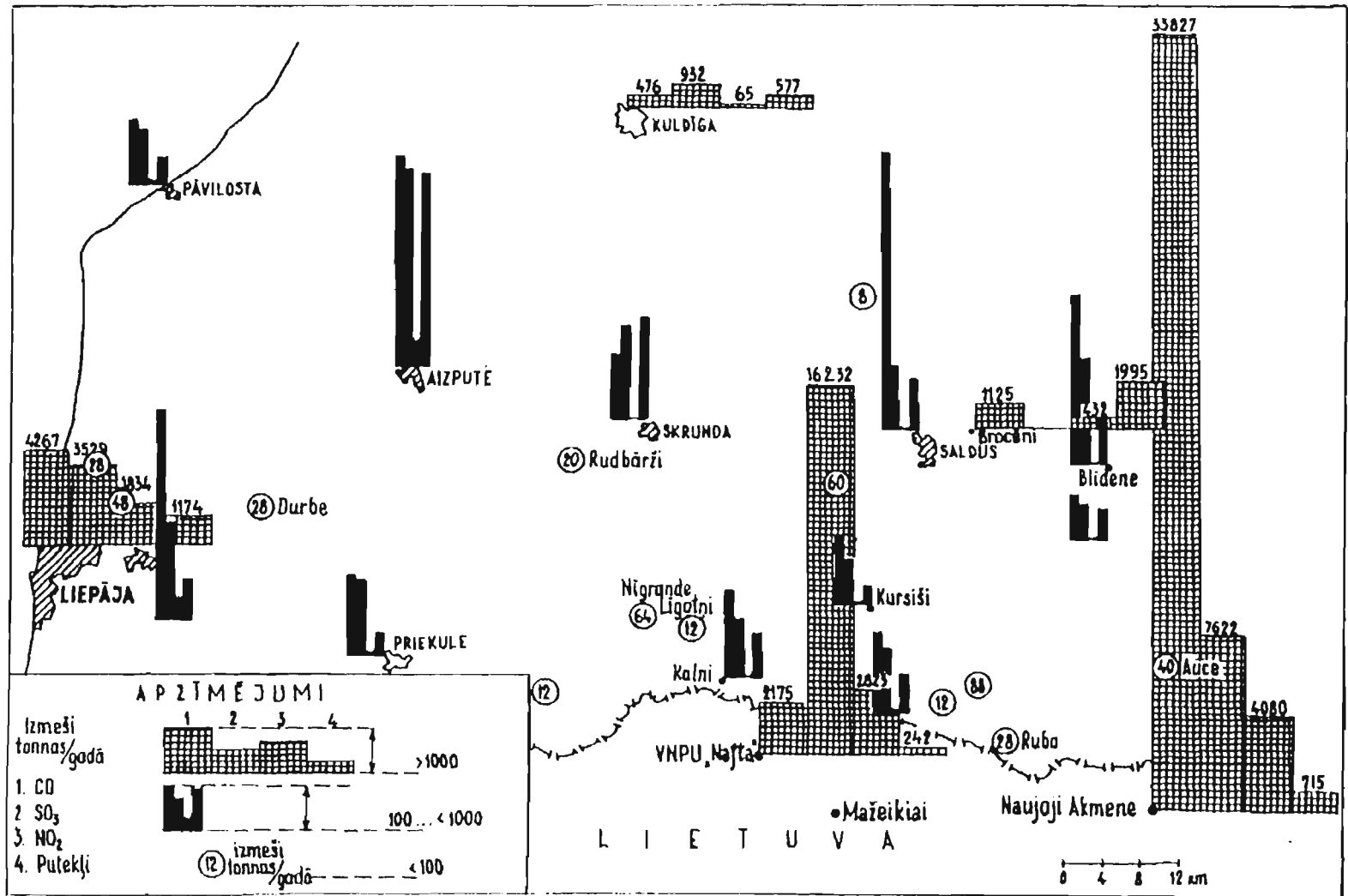
Rūpnīca sastāv no sekojošām iekārtām:

1. divas kombinētas iekārtas (tips K-64);
2. iekārta sēra ražošanai;
3. iekārta bituma ražošanai;
4. ūdens attīrīšanas iekārta;
5. ūdens apgādes sistēma;
6. reaģentu saimniecība;
7. šķidrās gāzes parks;
8. etila sajakšanas iekārta;
9. rezervuāri starp un gala produkcijai;
10. izliešanas un uzpildīšanas estakādes;
11. dūmeņi (21).

Apmēram 400 m attālumā no "Naftas" atrodas Mažeiku TEC.

Atmosfēras piesārņojuma avoti teritoriāli izvietoti virzienā no dienvidiem uz ziemeļiem, tāpēc ziemeļu un dienvidu virzienu vēji ir nelabvēlīgi, jo pie šiem vējiem ingredientu koncentrācija summējās.

1991.gada kopējie izmeši no Mažeiku rūpnīcas "Nafta", Mažeiku TEC un rūpnīcas "Akmencementas" bija 126406 tonnas (Gaisa aizsardzība Latvijā. 1991.gads (gada atskaite)). Sadalījums pa uzņēmumiem dots 1.2. tabulā.



1.1.att.

Stacionāro piesārņojuma avotu izmešu daudzums Dienvidkurzemē 1991. g.
Izmešu daudzums dots atšķirīgos mērogos (skat. apz.)

Kopējais izmešu daudzums no stacionārajiem piesārņojuma avotiem
Latvijas un Lietuvas pierobežā 1991. gadā (t/gadā).

	Piesārņojošo objektu skaits	SO ₂	NO _x	CO	Putekli
Akmene, cementa un šifera komb.		7622	4080	33827	714,6
Mažeiki, naftas pārstr. rūpnīca		16234,3	2823	2175	242,8
Venta		1680	154	1337	1817,0
Liepāja		3529	1834	4267	1170,6
Kuldīga	11	932	65	476	577,6
Brocēni		-	432	1125	1995
Alsunga	2	3,8	1,1	5,5	13,9
Skrunda	4	80,5	5,4	56,8	88,3
Rudbārži	1	12,1	0,7	7,6	2,9
Pāvilosta	2	46,4	7,0	58,4	24,1
Medze	1	16,6	1,7	6,4	0,1
Grobiņa	2	80,8	18,0	146,6	32,1
Priekule	2	66,9	8,2	68,0	18,6
Durbe	1	18,6	1,2	5,2	0,4
Kapsēde	1	20,3	2,5	23,6	3,9
Aizpute	6	174,9	22,5	191,4	168,5
Vaiņode	1	4,5	0,5	3,4	7,9
Nīgrande	1	2,4	1,5	12,0	1,0
Dzelmes	1	41,0	2,6	14,0	6,0
Zaņa	2	52,0	3,2	84,0	43,0
Ezere	3	51,5	4,7	65,0	37,0
Kursiši	1	37,0	2,0	61,0	16,0
Sātiņi	2	10,6	2,2	21,1	25,2
Lamas	6	9,7	9,5	46,4	8,0
Vīzervi	1	48,0	4,6	10,9	22,5
Udenieki	2		0,4	4,4	
Bīreņi	1		12,0	61,0	11,0
Gaiķi	1	6,2	0,3	11,0	5,3
Bandenieki	1	8,0	0,4	14,0	6,9
Bramaņi	1	25,0	1,3	41,0	22
Reņģe	1	24,0	1,4	11,0	0,4
Blīdene	2	92,1	4,9	154,4	40,1
Stūri	1	31,0	1,6	51,0	27,0
Zebrene	2	0,3	0,4	6,9	0,6
Lielauce	5	5,9	1,0	16,1	4,9
Auce	5	1,2	0,7	5,6	0,1

“Naftas”, Mažeiku TEC un “Akmencementas” izmetes 1991.gadā.

Vielas	Nafta (tonnas)	Mažeiku TEC (tonnas)	"Akmencementas" (tonnas)
Kopā	544447,5	14934	57025
Cietās daļiņas	200,8	210,9	11484
V ₂ O ₅	41,9	55,6	4,2
NO _x	2822,9	1469	4080
SO ₂	16234,3	13254	7622,9
CO	2174,3	-	33827,8
Ogļūdeņraži	30058,7	-	
Benzols	735,3	-	
Ksilols	923,5	-	
Sērūdeņradis	104,7	-	

Kā parāda Daivas Sasnauskenes diplomdarbs /Саснаускене, 1989/, kurā balstoties uz rūpnīcas izmetes rakstura un meteoroloģiskiem apstākļiem, teorētiski izskaitļota piesārņojuma izkliede, maksimālais piesārņojums ap Mažeiku naftas pārstrādes rūpnīcu izplatās 1-2 km attālumā no rūpnīcas. Atsevišķām piesārņojošām vielām, kā ogļūdeņražiem (C-C) un oglekļa oksīdam (CO), maksimālā koncentrācija novērojama 4-5 vai attiecīgi 6-7 km attālumā no rūpnīcas. Ogļūdeņražiem augstāka koncentrācija novērojama anticiklona apstākļos, kad dominē mazi vēja ātrumi. Parasti tas raksturīgs ziemas sezonā, kad ir stabila gaisa masu stratifikācija. Pēc Daivas Sasnauskenes aprēķiniem /Саснаускене, 1989/, dominējot DR, D, DA vējiem ar ātrumu 2-4 m/s, maksimālā sārņu zona izvietojas Latvijas teritorijā. Minētos faktorus būtu vēlams ņemt vērā, turpmāk pētīt un analizējot Mažeiku naftas pārstrādes rūpnīcas ietekmi uz Latvijas teritoriju.

Līdz šim laikam nav novērtēts bijušās Padomju Armijas militāro objektu ieguldījums vides pasliktināšanā Dienvidkurzemē. Te atradās Vaiņodes kara lidlauks, Rudbāržu un Embūtes raķešu bāzes, Zvārdes poligons u.c. Tādējādi viens no turpmāk pētāmiem virzieniem būtu noskaidrot šo un citu vēl nezināmu militāro objektu devumu vides degradācijā Dienvidkurzemē.

1.3. tabula

Piesārņojošo vielu izmets 1991.gadā (t/gadā) Liepājas, Kuldīgas, Saldus, Dobeles, Mažeīķu un Akmenes rajonos no stacionāriem un mobiliem avotiem.
/Latvijas Republikas un Lietuvas Republikas Vides aizsardzības komiteju dati/

Rajons	Kopējie		Cietās daļiņas	
	stacion.	mobile	stacion.	mobile
Liepājas	13065,2	18368,2	1471,8	9,5
Kuldīgas	2551	8631,5	790,1	0,6
Saldus	4125,8	8607,8	3017,4	2,3
Dobeles	1721,3	7907,1	355,4	6,3
Akmenes	73186,6		20667,9	
Mažeīķu	74375,2		691,7	

1.3. tab. turpin.

Rajons	CO		C _n H _m	
	stacion.	mobile	stacion.	mobile
Liepājas	4846,0	14294,0	42,3	18368,2
Kuldīgas	571,5	7026,2	18,8	8631,5
Saldus	427,1	6774,0	24,8	8607,8
Dobeles	552,8	6067,4	-	7907,1
Akmenes	37776,7			
Mažeīķu	2608,4			

1.3. tab. turpin.

Rajons	SO ₂		NO _x	
	stacion.	mobile	stacion.	mobile
Liepājas	4350,0	64,4	1922,2	1624,9
Kuldīgas	1052,8	3,6	80,7	474,1
Saldus	193,6	17,7	439,0	637,2
Dobeles	704,4	36,1	95,3	866,7
Akmenes	10377,7		4353,8	
Mažeīķu	32450,2		26791,9	

nekrotizētu lapu. Jaunās 1990.gada priežu skujas jūlijā vēl bija gandrīz bez bojājumiem. Rudenī visos parauglaukumos skujas bija 95-100 % nekrotizētas. Šie faktori norāda uz naftas pārstrādes rūpnīcas izmešu dominējošo ietekmi uz summārā piesārņojuma fitotoksisko iedarbību apskatītajā teritorijā.

Noteikt Mažeiku naftas pārstrādes rūpnīcas izmešu mazāk intensīvas iedarbības zonas blakus rajonos ir sarežģītāk, par cik tās pārklājas ar citas izcelsmes piesārņojuma zonām.

Dobeles rajonā iespējama pārklšanās ar Jaunakmenes būvmateriālu ražošanas kompleksa iedarbības zonu. Liepājas rajonā ar Vaiņodes-Paplakas militāro objektu iedarbību, līdzīgi arī Kuldīgas rajona dienvidu daļā. Tomēr minētajos gadījumos naftas pārstrādes rūpnīcas iedarbība nav primārais un galvenais augu bojājumu cēlonis - tā galvenokārt izraisa skuju un lapu nekrotizēšanos, bet ne parādības, kas saistītas ar augšanas procesu regulatoro mehānismu traucējumiem, kuri ir raksturīgi Vaiņodes, Paplakas un Skrundas apkārtnē.

Prognoze un ieteikumi

Saglabājoties vides summārajam piesārņojumam 1988.-1991.g. līmenī, iespējama skujkoku pakāpeniska atmiršana 10-20 gadu laikā izmešu maksimālās iedarbības zonā Zaņas-Pampāļu virzienā.

Situācijas maiņa sakarā ar Krievijas armijas izvešanu un lauksaimnieciskās ražošanas pārveidošanos, var izmainīt arī summāro vides kvalitāti un līdz ar to modificēt iespējamās piesārņojuma iedarbības sekas.

Visā Dienvidkurzemes reģionā pašreizējais piesārņojuma līmenis prasa regulārus vides stāvokļa izmaiņu novērojumus.

4.5. Piesārņojuma biogeoķīmiskās indikācijas rezultāti, par sorbentu izmantojot sūnu

Pirmie biogeoķīmiskie rezultāti par vides piesārņojumu Dienvidkurzemē iegūti 1989.gadā, konstatējot ķīmisko elementu saturu (Cu, Mn, Mg, Ca, Zn, Pb, Cd, Fe, Sr, Ni, Co, Na, K, Sc, Cr, As, še, Br, Rb, Mo, Sb, Cs, Ba, Na, Eu un Hg) sūnās *Sphagnum magellanicum* Brid. Latvijā (izpildītāja org. - Latvijas Universitāte, tēmas vad. O.Nikodemus). Šajos pētījumos Dienvidkurzemē izvietoti pieci parauglaukumi (14. p.l. - Dunika, 13. p.l. - Vaiņode, 12. p.l. - Zirņi, 11. p.l. - Brocēni, 15. p.l. - Zebrene).

4.5. tabula

Ķīmisko elementu koncentrācija Dienvidkurzemes augstajos purvos
Sphagnum magellanicum Brid. sūnās
(noteikts ar atom-absorbcijas metodi)

p.l. Nr.	Cu mg/kg	Mn mg/kg	Mg g/kg	Ca g/kg	Zn	Pb mg/kg	Cd	Fe g/kg	Sr	Ni mg/kg	Co
11	3,4	32,4	1,3	4,5	24,0	9,6	0,4	0,7	2,2	4,8	2,5
12	3,0	68,4	1,0	3,5	33,6	9,6	0,4	0,5	2,4	2,6	1,2
13	3,6	68,4	1,2	3,7	62,4	36,0	0,5	2,0	7,6	7,0	2,7
14	4,1	42,0	1,0	2,0	132,0	27,6	0,5	1,2	6,6	4,9	3,4
15	4,7	252,0	1,1	5,0	63,6	10,8	0,8	0,7	5,3	4,2	4,9
Latvijā vidēji	4,0	155,8	1,1	2,8	54,7	17,1	0,4	0,7	3,1	3,6	1,9
Kurzemē vidēji	3,4	114,9	1,1	3,0	54,7	15,9	0,4	0,8	3,6	3,2	2,0

Ar atom-absorbcijas metodi iegūtās ķīmisko elementu koncentrācijas vērtības parādīja (4.5. tab.), ka Latvijas pierobežā ar Lietuvu, salīdzinot ar Latvijas vidējiem rezultātiem, ir paaugstināts Cu, Mn, Ca, Cd, Sr, Co saturs Zebrenes apkārtnē, t.i., Jaunakmenes cementa rūpnīcas "Akmencementas" potenciālā ietekmes zonā. Vaiņodes apkārtnē, kara lidlauka un Mažeiku rūpnīcas objektu darbības rezultātā, sfagnu sūnās konstatētas paaugstinātas Cd, Pb, Fe, Sr, Ni un Co koncentrācijas. Dunikas apkārtnē relatīvi augstākas koncentrācijas ir Zn, Pb, Sr, Ni un Co.

Piesārņojuma areāli pēc elementa satura sfagnu sūnās Dienvidkurzemē izdalās arī pēc Cr, As, Br, Se, Sc un Hg vērtībām. Retais parauglūkumu izvietojums nedod iespēju šajos pētījumos precizēt konkrētos piesārņojuma avotus un piesārņojošos vielu migrācijas shēmu.

1990. gada vasarā un rudenī, izmantojot *Hylocomium splendens* sūnas Ziemeļrietumeiropas smago metālu izplatības kartēšanas ietvaros veikta Latvijas teritorijas kartēšana (izpildītāja org. - Latvijas Universitāte, tēmas vad. G.Brūmelis). Šajos pētījumos Dienvidkurzemē izvietoti 11 parauglūkumi (4.6. tab.)

4.6. tab.

Ķīmisko elementu koncentrācija (mg/kg) Dienvidkurzemē
Hylocomium splendens sūnās

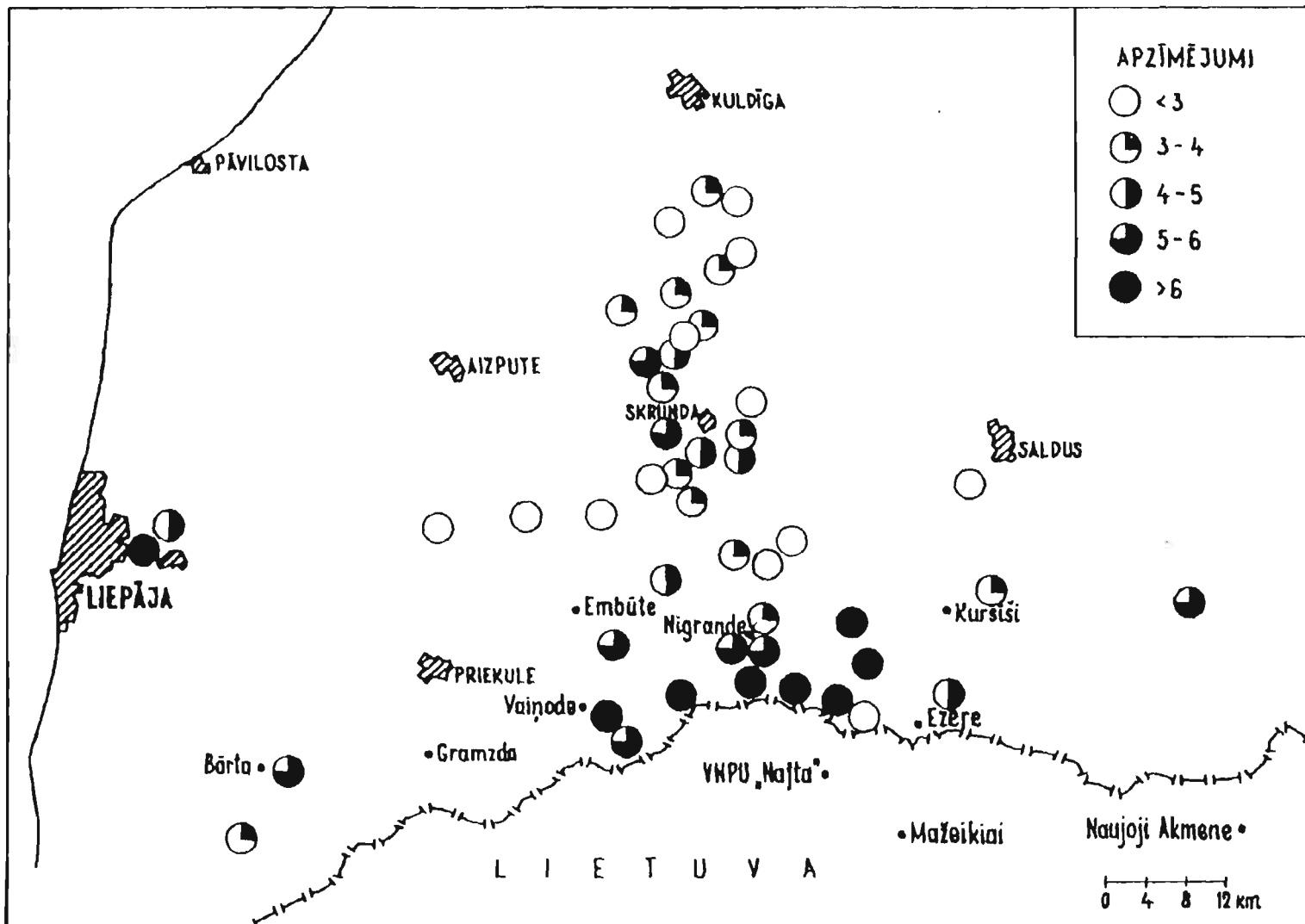
P.I. Nr.	Vieta	Cd	Cr	Cu	Co	Ni	Pb	Fe	Mn	V	Al	Zn
9B02	Rucava	0.39	3.80	7.24	2.37	3.82	19.74	563	485	4.8	138	42.5
8B06	Nīca	0.53	3.74	8.20	3.21	4.55	28.04	587	214	5.3	122	
7C24	Ezergaļi	0.39	3.42	7.72	3.01	3.74	26.73	484	567	3.9	85	
7D02	Stabiņi	0.32	3.24	6.91	2.13	2.81	15.12	457	291	4.8	130	
7D06	Mālalauks	0.41	2.90	6.37	2.90	3.38	17.76	648	209	5.3	146	
8D11	Grīvaiši	0.39	2.30	6.70	3.28	4.20	20.51	408	97	7.0	7.6	
8C05	Kūdras	0.40	4.18	8.90	4.18	4.79	26.67	624	345	4.9	140	
7E04	Blīdene	0.45	3.0	6.90	3.60	5.10	19.50	330	183	3.0	67	
8F01	Tērvete	0.41	3.38	7.37	2.87	4.78	23.22	406	392	4.1	115	
8G02	Eleja	0.38	3.56	8.13	3.19	4.45	22.86	711	178	5.6	117	
7B07	Grobiņa	0.43	4.53	10.27	2.71	4.51	36.12	800	195	6.4	94	

Pētījumu rezultāti apkopoti vairākās publikācijās:

1) Rühling A., Brumelis G., Goltsova N., Kvietskus K., Kubin E., Liiv S., Magnusson S., Makinen A., Pilegard K., Rasmussen L., Sander E. and Steinnes E., 1992. Atmospheric heavy metal deposition in the Northern Europe 1990.- Nord 1992, 12.38 pp.

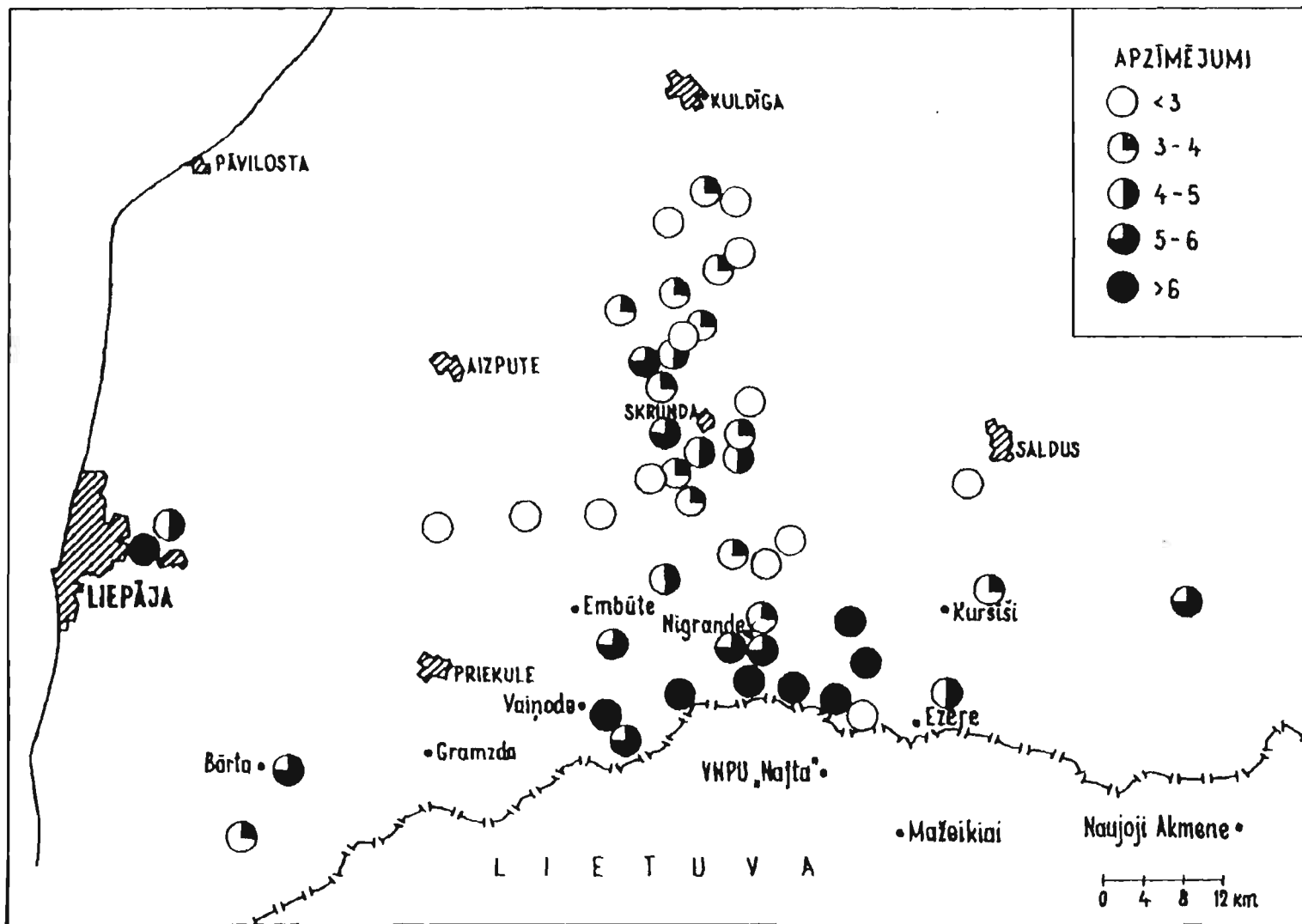
2) Brūmelis G., 1992. Smago metālu kartēšana Latvijā, izmantojot spīdīgo stāvsūnu (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Brid.).- LR VAK Pētījumu centrs, LU, Rīga, 27 lpp.

Kartēšana Ziemeļrietumeiropā parāda, ka Dienvidkurzemē izdalās piesārņojuma oreoli ap Liepāju (Cd, Cu, Pb, V, Zn), Mažeikiem (V, Cu) un Jaunakmeni (Cd, Cr, Ni, V). Tomēr izvērtējot iegūtos rezultātus, var konstatēt nesaisti starp reģionā dominējošiem DR vējiem un piesārņojuma oreolu konfigurācijām. Vadoties no piesārņojuma avotu ģeogrāfiskā novietojuma un dominējošiem vējiem, piesārņojošām vielām vajadzētu izkliedēties Latvijas teritorijā, taņi pat laikā kartēs novērojama Cu un V teritoriāli plašāka izkliede Lietuvā, pretēji dominējošo vēju virzienam. Domājams, nesaiste iespējama, paticoties paraugu analizēm



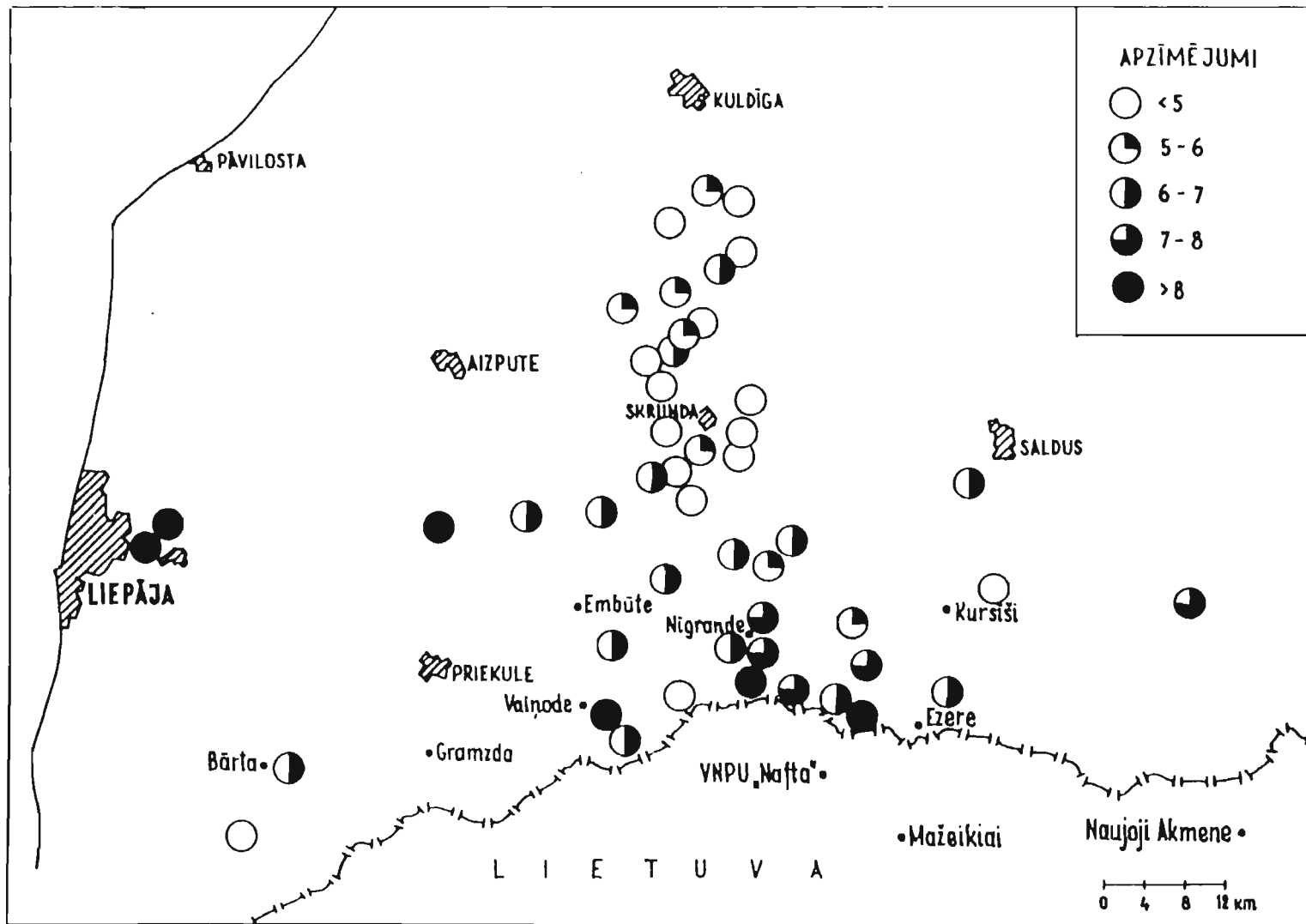
V koncentrācija (mg/kg) *Pleurozium schreberi* sūnā Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)

4.7. att.



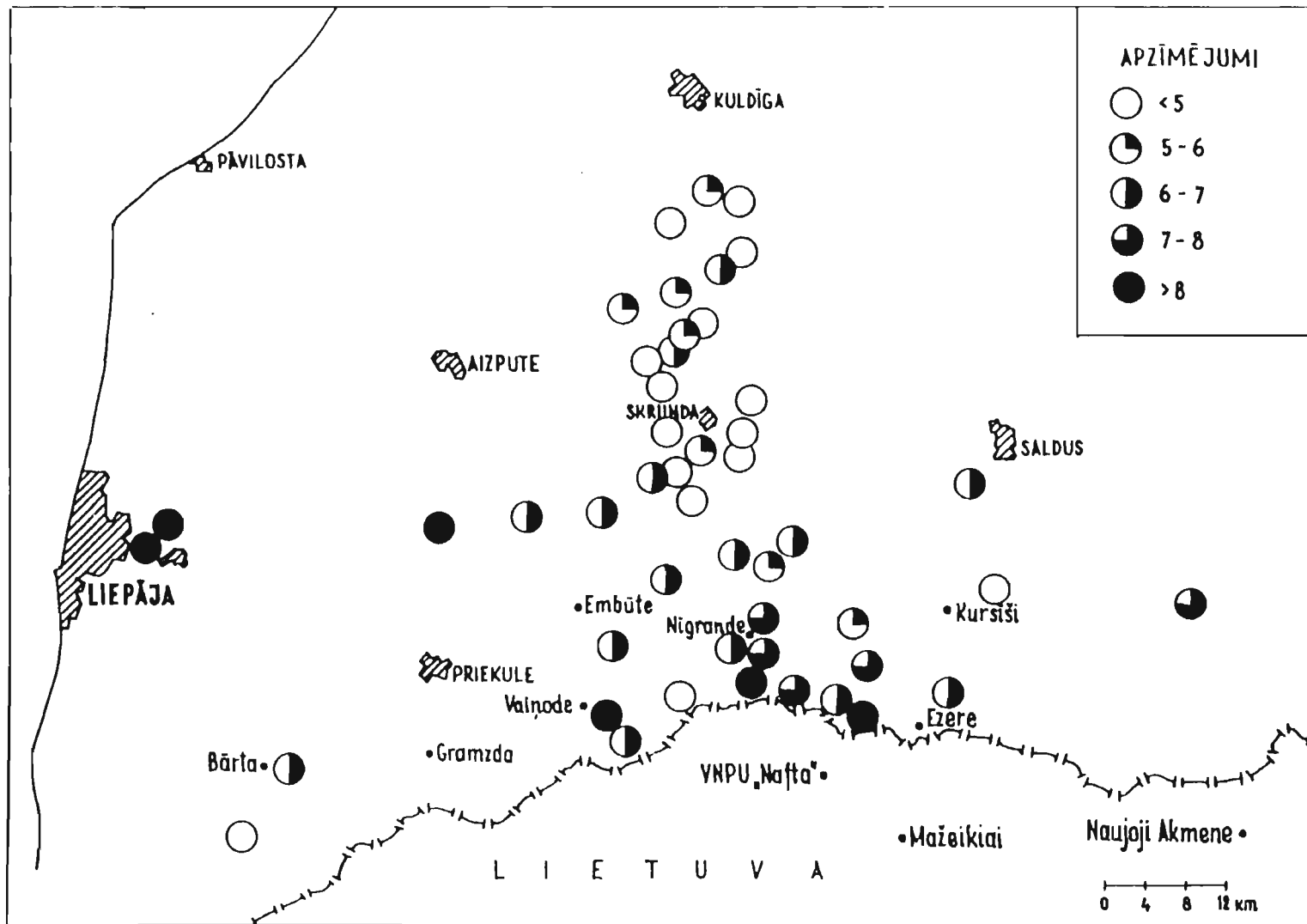
V koncentrācija (mg/kg) *Pleurozium schreberi* sūnā Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)

4.7. att.



4.8. att.

Cu koncentrācija (mg/kg) Pleurozium schreberi sūnā Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



4.8. att.

Cu koncentrācija (mg/kg) Pleurozium schreberi sūnā Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)

dažādās laboratorijās un pielautām neprecizitātēm iegūto rezultātu kalibrācijā.

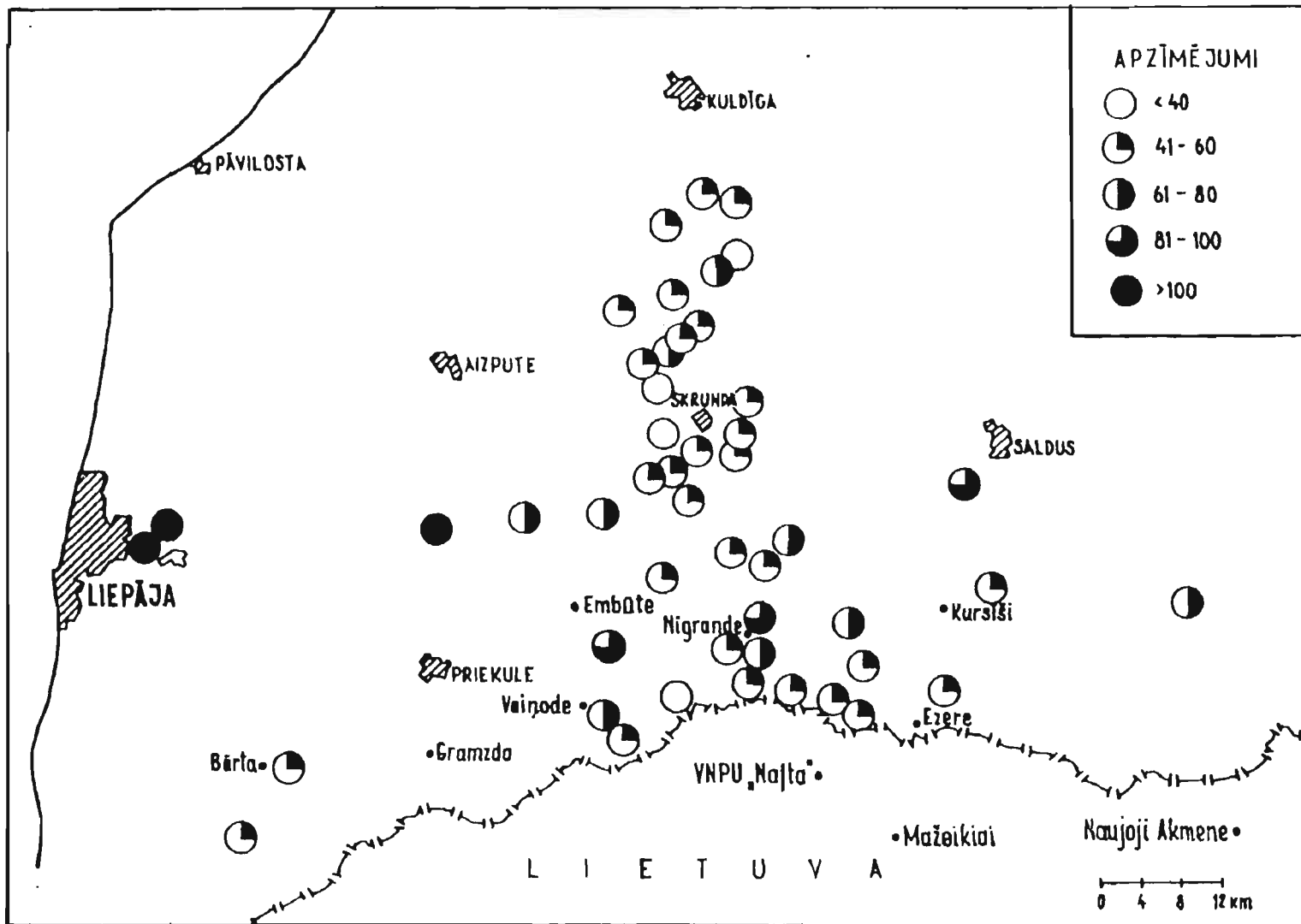
Teritorijas detaļu kartēšanu, lai noprecizētu tehnogēno anomāliju raksturu un robežas, 1992.gadā veica Latvijas Universitātes un LZA Bioloģijas institūta speciālisti (4.1. att.). Šajos pētījumos kā piesārņojošo vielu sorbents izmantota *Pleurozium schreberi* sūna. Cu, Zn, Fe, Pb, Co un Cd sūnā noteikts ar atom-absorbcijas spektrofotometru. V noteikts ar spektrofotometrijas metodi. Analīzei izmantoti sūnu pēdējo gadu pieaugumi, līdz ar to šie pētījumi raksturo vides piesārņojumu pētāmā teritorijā 1990., 1991. un 1992.gadā, periodā, kad ekonomiskās krīzes rezultātā daudzos rūpniecības uzņēmumos strauji samazinājās ražošana.

Vislabāk Mažeīķu naftas pārstrādes rūpnīcas ietekmes zona izsekojama pēc vanādijsatura *Pleurozium schreberi* sūnās. Vanādijs koncentrācijas maksimālā vērtība (9.5 mg/kg) konstatēta Stariņu parauglaukumā (8D26), kas atrodas 3.5-4.0 km ZA no rūpnīcas (4.7. att.). Relatīvi augstas koncentrācijas (> 8.0 mg/kg) ir arī 8C09, 8D12, 8D17 un 8D20 parauglaukumos. Šie laukumi izvietoti ZA no rūpnīcas (8D12, 8D20) un Vaiņodes virzienā (8C09, 8D17). Vaiņodes tuvumā (8C09) izvietotajā parauglaukumā augstas V koncentrācijas *Pleurozium schreberi* sūnās, domājams, saistās ar vietējo katlu māju darbību. Salīdzinājumā ar vidējām koncentrācijām Latvijā (3.0-4.9 mg/kg atkarībā no meža tipa) Mažeīķu apkārtnē minētā elementa saturs pieaudzis divas-trīs reizes. Fona koncentrācijas Dienvidskandināvijā ir 2-4 mg/kg, bet 10 mg/kg sasniedz tikai pie pilsētām, kur mazs tiek izmantots elektrības ražošanai vai apkurei. Latvijā visaugstākā vanādijs koncentrācija ir 2 km attālumā no 2.Rīgas TEC (25 mg/kg). Līdz ar to varam uzskatīt, ka Mažeīķu naftas pārstrādes uzņēmuma un TEC ietekme uz Latvijas teritoriju vanādijs piesārņojuma ziņā ir relatīvi mazāka nekā Rīgas TEC ietekme. Vanādijs anomālijas lauks ietver teritoriju - Vaiņode, Embūte, Nīgrande un Ezere. Raksturīgi, ka V koncentrācijai sūnā nav izteikta tendence proporcionāli samazināties, attālinoties no Mažeīķu rūpniecības uzņēmumiem.

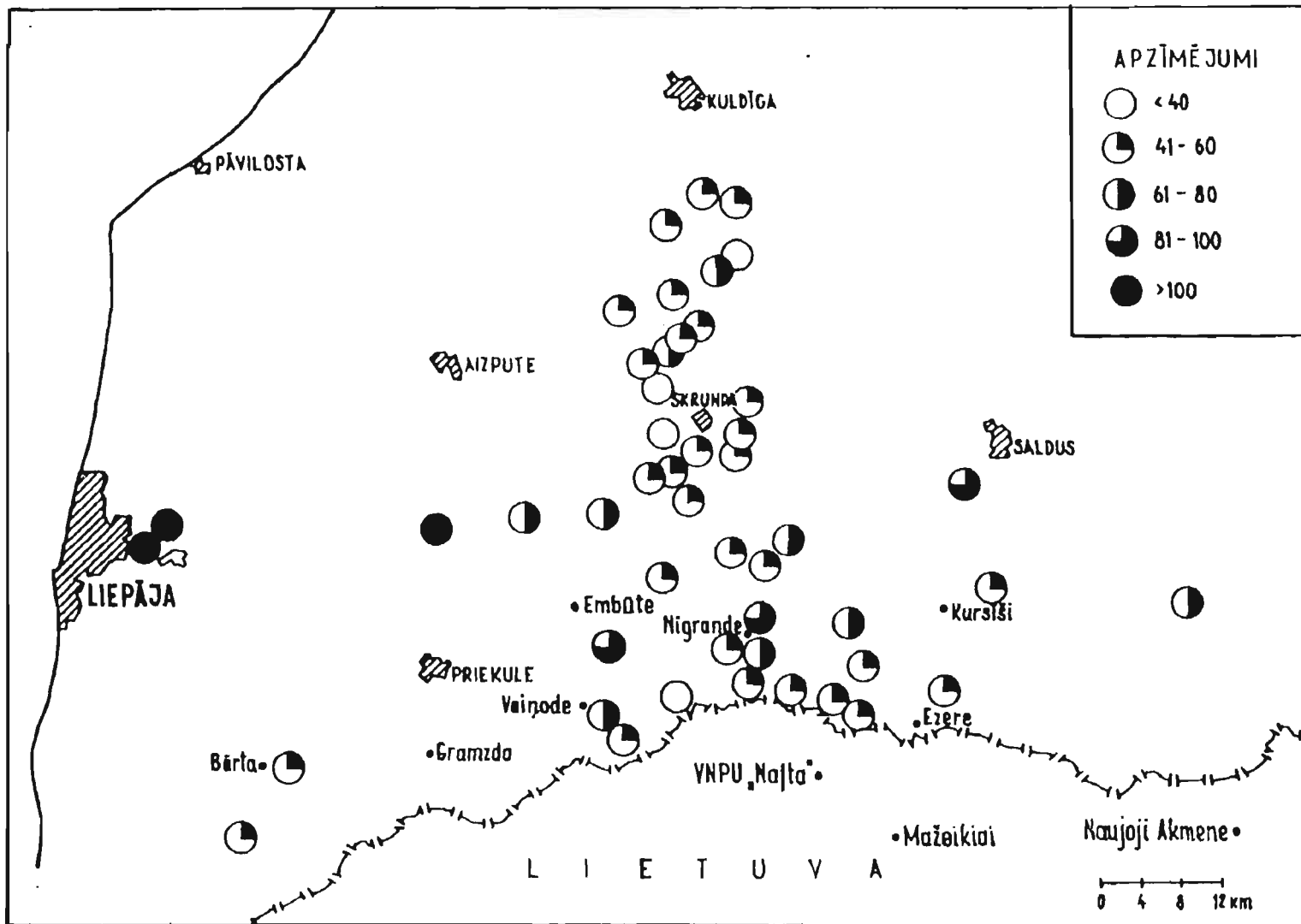
Atsevišķos parauglaukumos (8C09, 8D10, 8D14, 8D17, 8D20, 8D34) Dienvidkurzemē ir paaugstināta Cu koncentrācija sūnā (4.8. att.). Lielākā daļa šo laukumu iekārtoti dominējošo gaisa masu plūsmas virzienā no Mažeīķu rūpnīcas (2-4 km uz ZA no rūpnīcas) vai arī uz Z no piesārņojuma avota. Cu koncentrācija *Pleurozium schreberi* sūnā te augstāka par 7 mg/kg. Visaugstākā koncentrācija (10.2 mg/kg) šajā reģionā ir 8C09 parauglaukumā Vaiņodes tuvumā. Latvijā vidēji Cu fons svārstās no 4-7 mg/kg. Līdzīgas vērtības ir arī Norvēģijas, Somijas un Zviedrijas dienvidos. Atsevišķās vietās Cu daudzums sūnās Skandināvijā sasniedz 12 mg/kg, ko Rietumu speciālisti saista ar sārņu transreģionālo pānesi /Ruhling et al., 1992/. Latvijā visaugstākās Cu vērtības ir pie Liepājas (7B09 p.l.), sasniedzot 11.5 mg/kg. Līdz ar to redzams, ka Mažeīķu apkārtnē *Pleurozium schreberi* sūnas satur relatīvi mazāk Cu, tomēr tā koncentrācija pārsniedz fona līmeni.

Pb koncentrācijas kartēšana Ziemeļrietumeiropā parādīja Centrālās Eiropas valstu piesārņojuma ietekmi uz Baltijas reģionu. Līdz ar to plašā teritorijā tiek paaugstināts reģionālais fons. Latvijā tas svārstās 10-15 mg Pb/kg robežās. Latvijā un Lietuvā fons ir augstāks rietumu daļā, kur valdošie vēji atnes piesārņojumu. Visaugstākā koncentrācija konstatēta uz austrumiem no Liepājas, Grobiņas tiešā tuvumā (27.5 mg/kg). Mažeīķu rūpnīcas ietekmes zonā daudz svina satur *Pleurozium schreberi* sūna 8D34 p.l. (21.2 mg/kg) (2.5 km uz ZA no rūpnīcas), 8D20 p.l. (19.0 mg/kg) (4 km uz ZR no rūpnīcas). Pārējos parauglaukumos Pb koncentrācija ir reģionālā fona robežās vai arī nedaudz to pārsniedz.

Zn teritoriālā sadalījumā novērojama ļoti liela Liepājas uzņēmumu ietekme (4.9. att.). Liepājas tuvumā Zn koncentrācija sūnā pārsniedz 100 mg/kg. Augsta koncentrācija novērojama pat 35 km attālumā no Liepājas. Somijā un Zviedrijā nav tik augsta koncentrācija un reģionālais fons šo valstu dienvidu reģionos ir zem 40 mg/kg /Ruhling et al., 1992/. Tikai Norvēģijā pie Oddas krāsainā metalurģijas uzņēmuma Zn koncentrācija pārsniedz 100 mg/kg.



Zn koncentrācija (mg/kg) Pleurozium schreberi sūnā Dievidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



Zn koncentrācija (mg/kg) Pleurozium schreberi sūnā Dnievidkurzemē.
(LU, 1992.g.)

Mažeīķu apkārtnē Zn saturs *Pleurozium schreberi* sūnās ir reģionālā fona robežās, izņemot parauglaukumu Zaņas tuvumā. Pēc patreizējo pētījumu rezultātiem paaugstinātas koncentrācijas iemeslus šeit nevar izskaidrot.

Dzelzs fons sūnā Zviedrijas un Somijas dienvidos ir 400-600 mg/kg. Koncentrācijas paaugstinātas lauksaimniecības rajonos un tundrā, kur vējš pārnes augsnes putekļus. Dienvidkurzemē augstākais Fe saturs raksturīgs Mažeīķu apkārtnē (1042 mg/kg). Parauglaukums atrodas ZR no Mažeīķu naftas pārstrādes rūpnīcas. Šo augsto koncentrāciju nevar viennozīmīgi saistīt ar naftas pārstrādes rūpnīcas darbību, jo pētītā teritorijā raksturīga intensīva lauksaimniecības darbība.

Latvijā un Ziemeļrietumeiropā Cd koncentrācija vidēji svārstās robežās no 0.2-0.4 mg/kg /Ruhling et al., 1992/. Šī koncentrācija ir pie Latvijā lietotās atom-absorbcijas spektrofotometrijas noteikšanas robežas. Tanī pat laikā Cd teritoriālā sadalījumā novērojama tendence koncentrācijām pieaugt Latvijas-Lietuvas pierobežā, salīdzinot ar Rietumkursas augstieni. Ja Rietumkursas augstienē elementa koncentrācija ir mazāka - par 0.5 mg/kg, tad pierobežā svārstās no 0.5-0.6 mg/kg. Visaugstākās koncentrācijas ir pie Liepājas (1.2 mg/kg). Ziemeļeiropā koncentrācijas augstākas par 0.8 mg/kg ir novērotas tikai pie lieliem metālu pārstrādes uzņēmumiem. Paaugstināts Cd saturs sūnā novērojams pat 45 km attālumā no Liepājas.

Izvērtējot situāciju kopumā Mažeīķu apkārtnē, varam secināt, ka rūpnīcas "Nafta" emisijas ietekme Latvijā novērojama teritorijā - Vaiņode, Embūte, Nigrande, Kursiši un Eleja. Maksimālā ietekmes zona 2-4 km attālumā no rūpnīcas. Šajā teritorijā raksturīgs paaugstināts vanādija, vara un kadmija saturs sūnās. Atsevišķos parauglaukumos novērojams arī paaugstināts svina un dzelzs saturs. Ietekmes zonā novērojama tendence piesārņojošām vielām izkliedēties ne tikai dominējošo vēju virzienā (uz ZA no rūpnīcas), bet arī ziemeļu un ziemeļaustrumu virzienā. Domājams, šādu piesārņojumu izklicdi nosaka teritorijas fiziogēogrāfiskie apstākļi un piesārņojuma objekta raksturs (daudzi individuālie piesārņojuma avoti, augsti dūmeņi). Bez Mažeīķu naftas pārstrādes rūpnīcas "Nafta" Dienvidkurzemi ietekmē piesārņojuma objekti Vaiņodē (kara lidlauks, katlu mājas), intensīvā lauksaimniecības darbība.

Daudz lielāka smago metālu imisija nekā no Mažeīķu rūpniecības objektiem Kurzemē novērojama no Liepājas. Liepājas apkārtnē raksturīga paaugstināta Zn, Pb, Cd un citu elementu koncentrācija. Ietekme sniedzas 45 km attālumā no Liepājas.

5. Augšnes indikācijas rezultāti Dienvidkurzemē.

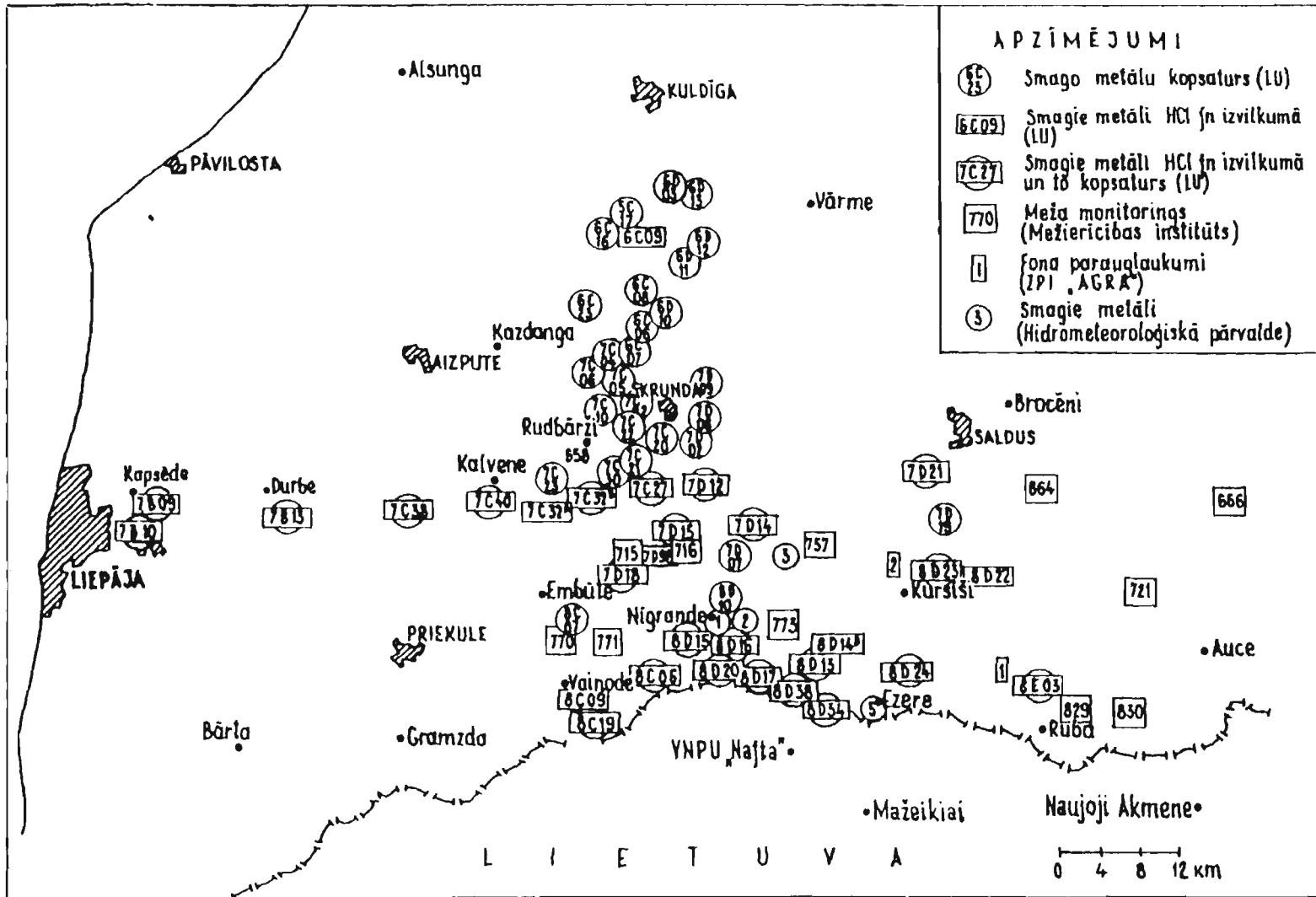
5.1. Mežu augšnes un to ķīmiskās īpašības.

Mežu augšņu ķīmisko īpašību izmaiņas Dienvidkurzemē pētījuši Latvijas Universitātes /tēma "Mažeīķu apkārtnes biogeoķīmiskā indikācija", tēmas vadītājs - O.Nikodemus/ un Latvijas Mežierīcības institūta speciālisti reģionālā meža monitoringa ietvaros. Meža augšnes, salīdzinot ar lauksaimniecībā izmantojamām augsnēm, labāk raksturo atmosfēras piesārņojumu, jo to ķīmisko sastāvu neietekmē lauksaimniecībā pielietotās ķīmikālijas. Vienīgās problēmas atmosfēras piesārņojuma indikācijā var radīt augšnes segas neviendabīgums.

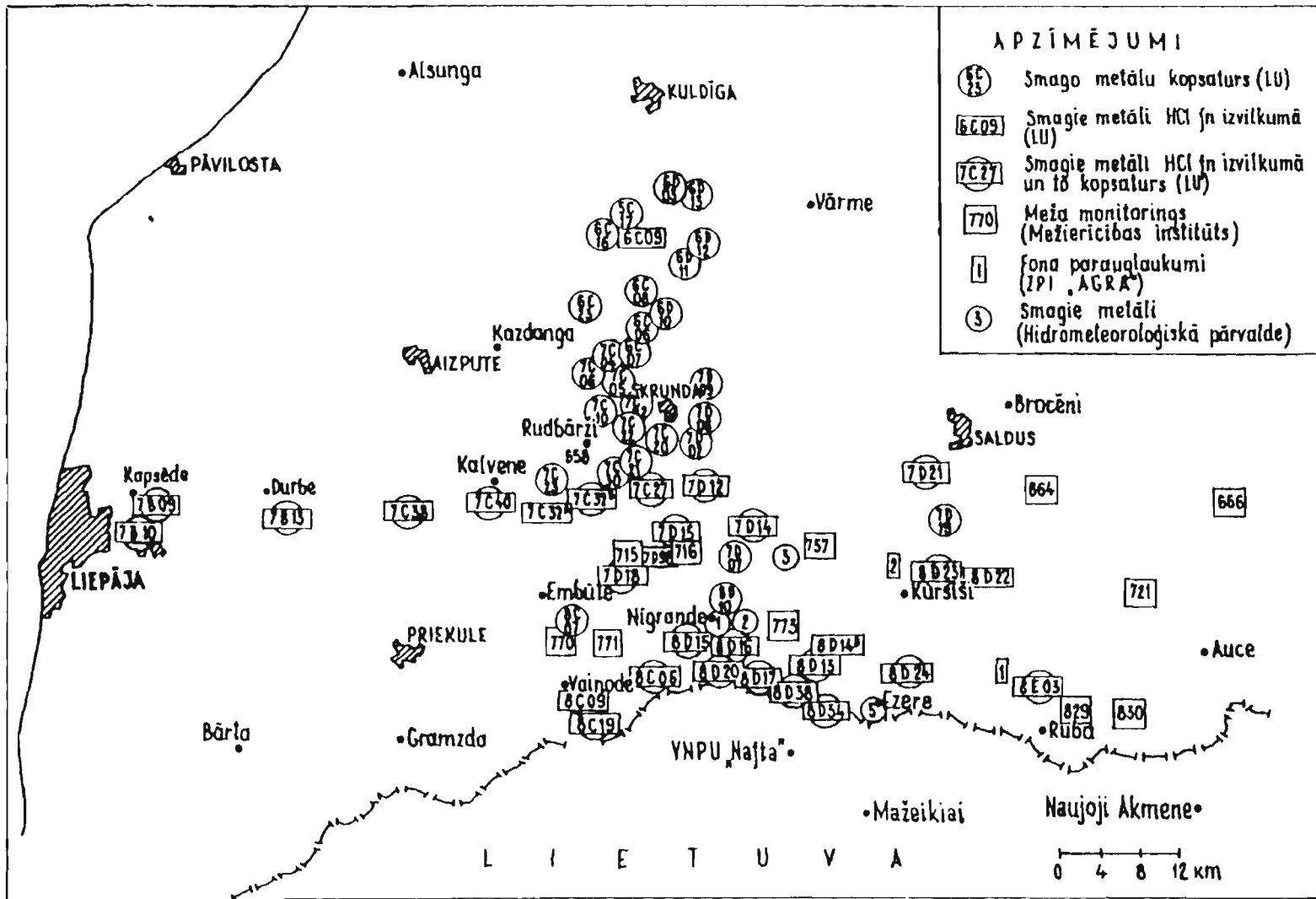
Pētāmā teritorijā ir ļoti raiba augšnes sega, kas raksturojas ar augšnes mehāniskā sastāva (smilts, mālsmilts, smilšmāls) un augšnes tipu maiņu teritoriālā griezumā. Augšnes segas teritoriāli sarežģītā struktūra nedod iespēju vides piesārņojumu indikācijā izvēlēties vienu konkrētu augšnes tipu. Līdz ar to viens no uzdevumiem Mažeīķu rūpniecības objektu ietekmes izvērtēšanā ir noskaidrot ķīmisko elementu kopsatura diferenciāciju atkarībā no dabiskajiem faktoriem, t.i., augšnes tipa, kas nosaka ķīmisko elementu dabisko fonu, un meža augšanas apstākļu tipa. Viena meža augšanas apstākļu tipa robežās var ictilpt vairāki augšnes tipi. Meža tips raksturo elementu migrācijas īpatnības ekosistēmā un sistēmā - atmosfēra-augšne. Latvijas Universitātes speciālistu pētījumos parauglaukumi pētāmā teritorijā izvietoti *Vacciniosa*, *Myrtillosa-sphagnosa*, *Myrtillosa*, *Hylocomiosa* un *Oxalidosa* meža augšanas apstākļu tipos, kur dominē trūdaini kūdrainā podzolaugšne (PT), trūdaini kūdrainā podzolētā glejotā augšne (PgT), tipiskā podzolaugšne (P), velēnu podzolaugšne (Pv), tipiski podzolētā glejotā augšne (Pg) un velēnu podzolētā glejotā vai gleja augšne (VG) (5.1. att.). Pv un VG augsnēm virsējo horizontu daudzos gadījumos, atšķirībā no pārējiem tipi, kur virskārtās sastopams nedzīvās zemsegas horizonts (A_0), veido trūda akumulācijas horizonts (A_1). A_0 horizonts te ir ļoti plāns (1-3 cm) vai arī nav sastopams. Tas rada problēmas tradicionālajai pieejai atmosfēras piesārņojuma indikācijai, izmantojot par piesārņojumu sorbentu augšnes virsējos horizontus.

Lai noskaidrotu minēto faktoru ietekmi uz elementu kopsaturu Dienvidkurzemes meža augsnēs, starp augšnes un mežu augšanas apstākļu tipi izvērtētas elementu koncentrācijas statistiski būtiskās atšķirības. Pētījumos konstatēts, ka augšnes tips statistiski būtiski ietekmē Ni, Co, B, Ti, V, Cr, Ba un Mn kopsaturu Dienvidkurzemes mežu augšņu virsējos horizontos (A_0 , A_1) (5.1. tab.). Šāda atkarība no augšnes tipa nav konstatēta svinam un varam. Relatīvi zemākas pētīto elementu koncentrācijas virsējā horizontā raksturīgas tipiskai podzolaugšnei, kūdrainām podzolētām glejotām augsnēm un trūdaini kūdrainām podzolaugsnēm. Šiem augšņu tipi A_0 horizonts ir biezāks (10-30 cm) nekā tipiski podzolētām glejotām augsnēm. Velēnu glejaugsnēm un velēnu podzolaugsnēm reizēm nedzīvās zemsegas horizonts nav sastopams. Pēdējie augšnes tipi Dienvidkurzemes mežos raksturo:īgi galvenokārt uz smagāka mehāniskā sastāva augšnes cilmiežiem (smilšmāla un māla). Tas nozīmē, ka ķīmisko elementu koncentrāciju augšnes nedzīvās zemsegas horizontā būtiski ietekmē tā biezums, mineralizācijas pakāpe un augšnes cilmieža mehāniskais sastāvs. No iepriekš teiktā secināts, ka dabisko faktoru ietekme uz elementu kopsaturu augšnes virsējā horizontā Dienvidkurzemē ir daudz būtiskāka nekā antropogēnā (vides piesārņojuma) faktora.

Savukārt, svina sadalījumā augšnes tipa ietekme ir neētiska. Tas saistās ar svina antropogēno piesārņojumu un izteikto augšnes ainav-geoķīmisko barjeru, ko svina migrācijā veido A_0 horizonts /Глазовская, 1988/. Svins, kurš uz augšnes izsēžas ar nokrišņiem, nobirām un citā veidā, parasti eksistē divvērtīgā katjonu formā un saistās ar organiskajiem sorbentiem /Zimdahl, Skogerboe, 1977/. Pēc tam svins reaģē ar sulfātu, fosfātu un karbonātu anjoniem.



Augsnes pētījumu parauglaukumi Dienvidkurzemē.



Augsnes pētījumu paraugļaukumi Dienvidkurzemē.

Ķīmisko elementu koncentrācijas (mg/kg) vērtības augsnes A₀ vai A₀ A₁ horizontos grupētas pa augsnes tipiem un meža augšanas apstākļu tipiem.

Azīmējumi: PT - trūdaini kūdrainā podzolaugsnes,
PgT - trūdaini kūdrainā podzolētā glejotā augsne,
P - tipiskā podzolaugsne,
Pv - velēnu podzolaugsne,
Pg - tipiski podzolētā glejotā augsne,
VG - velēnpodzolētā gleja vai glejotā augsne.

Meža augšanas astākļu tipi: V - *Vacciniosa*,
MS - *Myrtilloso-sphagnosa*,
M - *Myrtillosa*,
H - *Hylocomiosa*,
O - *Oxalidosa*.

	Augsnes tips						Meža augšanas apstākļu tips				
	PT	PgT	P mgkg ⁻¹	Pv	Pg	VG	V	MS mgkg ⁻¹	M	H	O
Ni	p<0.01						p<0.05				
x	5.3	5.3	7.7	2.7	11.9	13.1	5.4	4.4	6.9	9.3	12.4
s	1.2	0.8	0.9	4.6	1.9	1.0	0.7	0.9	0.7	0.8	2.0
Co	p<0.001						p<0.01				
x	1.2	1.0	2.3	4.1	4.6	4.4	1.2	1.2	1.8	3.3	4.0
s	0.4	0.3	0.3	1.5	0.7	0.6	0.3	0.5	0.4	0.4	0.7
B	p<0.001						p<0.001				
x	8.9	10.9	16.3	26.2	25.7	32.4	8.8	10.8	13.4	23.8	24.6
s	1.7	1.5	1.6	4.5	3.0	3.0	1.2	2.8	2.4	2.0	2.7
Ba	p<0.001						p<0.01				
x	106	80	202	266	166	304	90	102	140	245	235
s	40	17	20	17	57	34	17	43	28	27	26
Ti	p<0.001						p<0.001				
x	463	615	1387	2173	2475	2546	546	697	931	2054	2087
s	93	148	201	396	350	357	74	316	200	242	267
V	p<0.01						n.s.				
x	11.8	14.7	19.1	30.0	37.8	44.3	12.4	12.1	13.6	26.3	35.1
s	2.7	2.6	4.5	6.0	9.0	6.2	2.5	3.3	1.7	4.5	6.1

	Augsnes tips						Meža augšanas apstākļu tips				
	PT	PgT	P mgkg ⁻¹	Pv	Pg	VG	V	MS mgkg ⁻¹	M	H	O
Cr	p<0.01						p<0.01				
x	6.7	8.9	17.6	28.6	25.8	28.2	8.7	9.5	12.4	21.5	26.9
s	1.0	1.5	2.5	8.8	4.0	3.6	1.3	3.7	2.2	2.4	4.1
Cu	n.s.						n.s.				
x	4.2	8.2	7.3	8.8	6.8	8.1	8.5	6.7	6.6	6.0	8.7
s	1.0	2.8	0.9	2.7	0.9	0.8	2.2	2.1	1.4	0.6	1.3
Pb	n.s.						p<0.05				
x	28.8	32.4	28.9	22.0	29.7	15.7	36.4	29.0	33.6	19.3	26.4
s	3.1	5.3	3.1	2.1	7.0	1.5	4.4	4.1	4.0	1.3	4.0
Mn	p<0.01						n.s.				
x	207	148	408	1540	477	386	194	460	405	843	278
s	129	36	62	716	163	124	50	348	146	276	69
n=	6	6	23	7	7	9	6	5	9	19	19

kas samazina tā šķidību un traucē migrāciju lejā pa meža augšņu profilu. Līdz ar to intensīvāka svina akumulācija novērojama augsnes horizontos, kas satur organiskās vielas. Vanādijs un citiem elementiem nav raksturīga minētā likumsakarība, bet novērojama to uzkrāšanās iluviālā glejotā vai gleja horizontos.

Pb, Cr, Ti, Ba, B, Co un Ni saturs augsnes virsējā horizontā (A_0 , A_1) horizontā būtiski saistās ar meža augšanas apstākļu tipu (5.1. tab.). Tanī pat laikā, vanādijs, varam un mangānam minētā likumsakarība nav novērota. Relatīvi vairāk Ni, Co, Cr, Pb un Ti ir damakšņa (H) un vēra (O) meža augšanas apstākļu tipu augsnēs nekā mētrāja (V), slapjā damakšņa (MS) vai lāna (M) tipa audzēs. Tas, domājams, izskaidrojams ar to, ka pirmajos divos tipos dominē velēnu podzolaugsne vai velēnu podzolētā glejotā augsne. Šajās augsnēs virsējo horizontu nereti veido minerālaugsne. Tas paaugstina Ni, Co, Cr un Ti daudzumu salīdzinājumā ar organisko vielu veidotiem horizontiem. Savukārt Pb koncentrācijā augstākās vērtības novērojamas meža augšanas apstākļu tipos (mētrājā un lānā), kur dominē augsnes ar relatīvi biežāku nedzīvās zemsegas horizontu (PT, PgT, P).

Savādākas tendences raksturīgas ķīmisko elementu sadalījumā B un Bg horizontā (5.2. tab.). Augsnes tips būtiski ietekmē Ni, Co, B, Ti, V, Cr, Cu un Mn daudzumu. Svina un bārija saturs augsnes iluviālā un iluviālā glejotā horizontā būtiski neatšķiras pa augsnes tipiem. Relatīvi vairāk visus pētāmos elementus, izņemot svinu, satur velēnu podzolaugsne, podzolētā glejotā un velēnu podzolētā glejotā vai gleja augsne. Minētā tendence saistās ar augsnes mehāniskā sastāva diferenciaciju, jo šajās augsnēs dominē smilšmāls un mālsmilts, pretēji smilts nogulumiem pārējos tipos. Svina koncentrāciju būtiski neietekmē augsnes mehāniskā sastāva maiņa un glejošanās procesa attīstība.

Ķīmisko elementu koncentrācijas (mg/kg) vērtības augsnes B vai Bg horizontos grupētas pa augsnes tipiem un meža augšanas apstākļu tipiem.

Azīmējumi: PT - trūdaini kūdrainā podzolaugsnes,
PgT - trūdaini kūdrainā podzolētā glejotā augsne,
P - tipiskā odzolaugsne,
Pv - velēnu podzolaugsne,
Pg - tipiski podzolētā glejotā augsne,
VG - velēnodzolētā gleja vai glejotā augsne.

Meža augšanas apstākļu tipi: V - *Vaccinosa*,
MS - *Myrtilloso-spagnosa*,
M - *Myrtillosa*,
H - *Hylocomiosa*,
O - *Oxalidosa*.

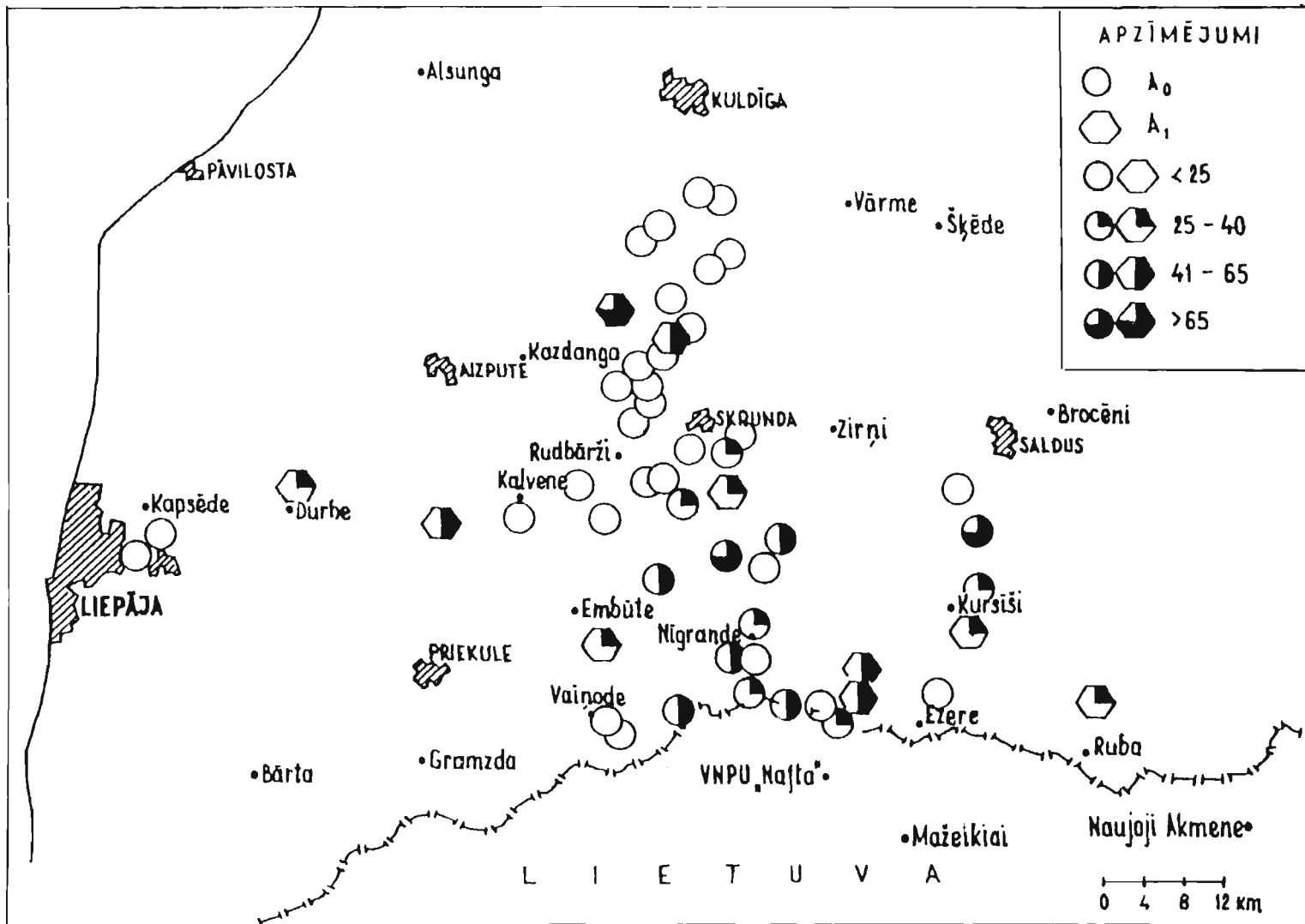
	Augsnes tips						Meža augšanas apstākļu tips				
	PT	PgT	P	Pv	Pg	VG	V	MS	M	H	O
	mgkg ⁻¹						mgkg ⁻¹				
Ni	p<0.001						n.s.				
x	8.2	8.6	10.0	18.0	15.5	27.2	7.3	12.9	13.6	14.0	16.5
s	3.9	1.9	1.0	4.0	4.4	5.4	0.5	5.6	3.4	1.5	3.4
Co	p<0.001						n.s.				
x	3.0	3.7	3.7	5.9	6.6	8.3	3.2	5.2	4.7	4.7	5.7
s	0.1	0.7	0.2	1.5	1.2	1.3	0.2	2.2	1.1	0.5	0.8
B	p<0.001						n.s.				
x	23.5	24.2	25.1	38.3	47.8	46.2	21.2	33.2	24.2	32.4	39.9
s	2.1	2.4	1.1	8.5	7.3	5.5	1.3	13.1	1.1	2.9	3.9
Ba	n.s.						n.s.				
x	277	346	317	390	339	386	276	319	397	332	346
s	29	45	22	30	19	35	25	47	55	17	18
Ti	p<0.001						n.s.				
x	2076	2325	1927	2611	3859	4181	1677	2097	2130	2658	3339
s	316	263	143	257	680	757	231	387	249	213	485
V	p<0.005						n.s.				
x	14.2	30.3	17.3	43.9	68.4	86.5	11.8	54.8	29.3	36.3	49.0
s	1.2	12.3	1.7	16.9	19.9	16.5	1.2	25.3	13.4	7.1	11.4

	Augsnes tips						Meža augšanas apstākļu tips				
	PT	PgT	P	Pv mgkg ⁻¹	Pg	VG	V	MS	M	H	O mgkg ⁻¹
Cr	p<0.005						n.s.				
x	21.6	25.5	21.4	39.0	45.3	50.7	16.3	34.9	28.1	33.9	34.4
s	2.1	5.9	2.0	10.8	9.0	10.1	1.5	16.8	8.0	3.8	5.4
Cu	p<0.001						n.s.				
x	3.5	4.5	4.3	9.5	10.3	9.5	3.9	7.2	6.5	6.5	6.9
s	0.7	0.7	0.4	2.3	1.8	1.8	0.3	3.3	2.1	0.7	1.1
Pb	n.s.						p<0.05				
x	10.2	10.3	9.4	12.0	10.0	10.9	10.5	14.1	9.4	10.3	9.3
s	1.2	0.8	0.5	2.2	1.2	1.1	0.8	2.8	0.8	0.5	0.7
Mn	p<0.05						n.s.				
x	160	189	300	571	327	356	279	220	308	424	257
s	19	29	23	192	56	62	54	61	35	79	27
n=	6	6	23	7	7	9	6	5	9	19	19

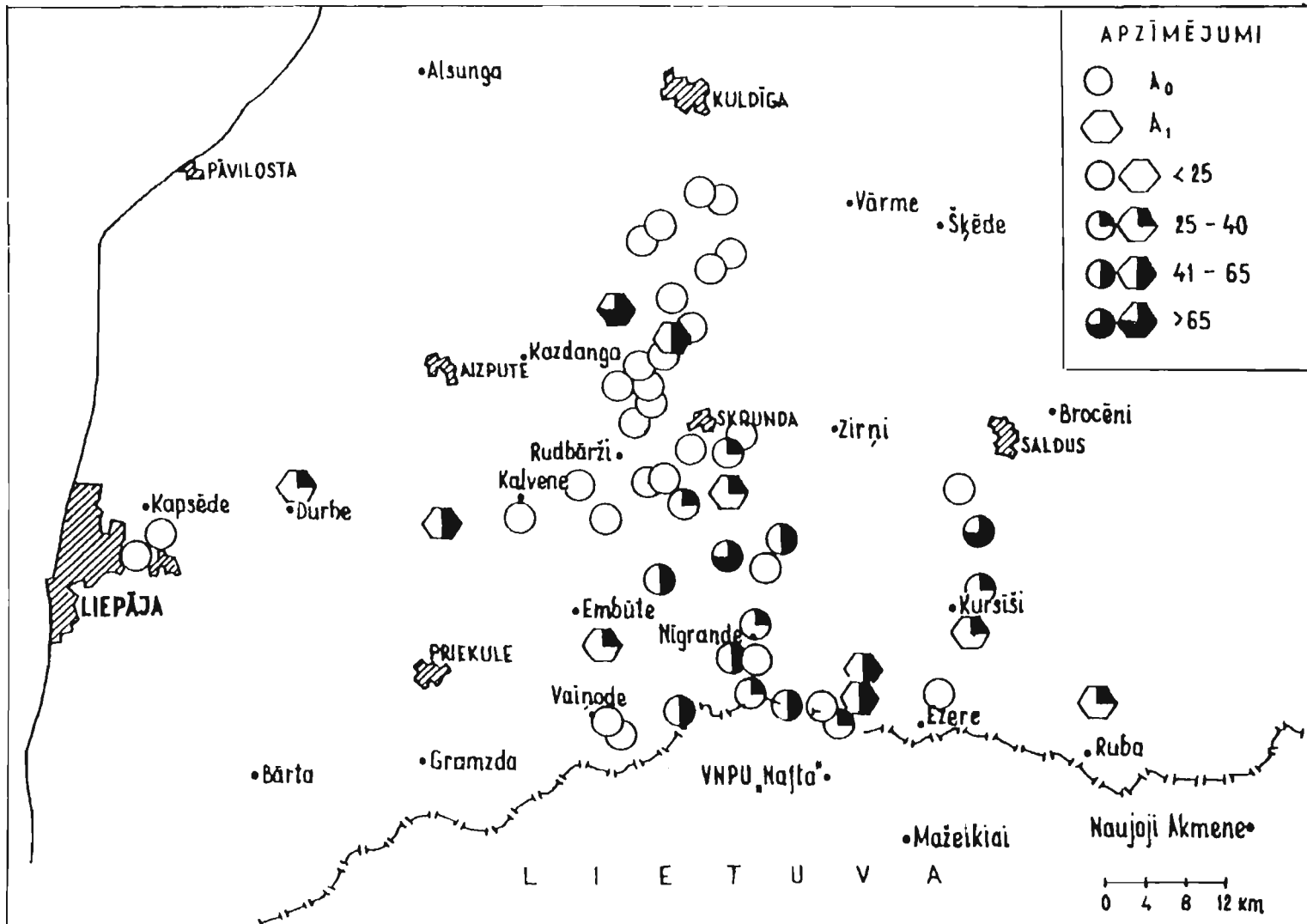
Starp meža augšanas apstākļu tipiem iluviālā un iluviāli glejotā horizontā novērojama statistiski būtiska atšķirība tikai svina koncentrācijā. Kaut arī starp mežu augšanas apstākļu tipiem augsnes B vai Bg horizontā pārejo elementu lielākā koncentrācija novērojama damaksnī, slapjajā damaksnī un vērī, tomēr relatīvi augstās elementu vērtību standartnovirzes viena tipa robežās nedod iespēju statistiski droši apgalvot, ka augšņu iluviālā un iluviālā glejotā horizonta ķīmiskās īpašības ir cieši saistītas ar meža augšanas apstākļu tipu. Elementu koncentrācijas lielās svārstības viena tipa ietvaros saistās kā ar augsnes mehānisko sastāvu diferenciaciju, tā arī glejošanās procesa attīstību. Kā jau iepriekš tika norādīts, svina sadalījumu pa augsnes horizontiem un augsnes tipiem minētie faktori neietekmē.

Iegūtie pētījumu rezultāti parāda, ka Mažeīķu naftas pārstrādes kombināta ietekmes zonas izpētē, par piesārņojumu sorbentu izmantojot augsni, jāņem vērā augsnes tips un mehāniskais sastāvs, kas būtiski ietekmē tās dabisko fonu.

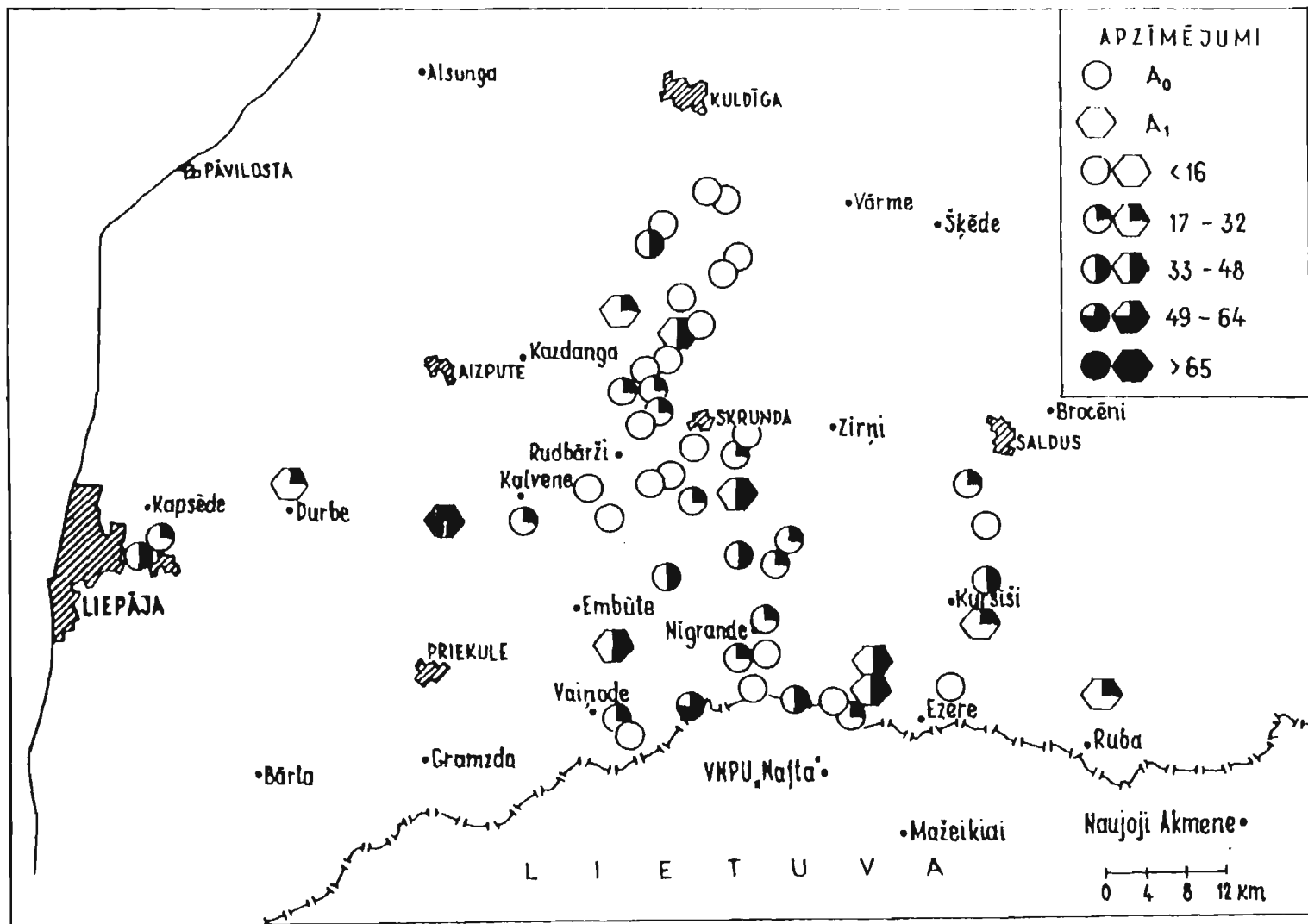
Tāpat kā *Pleurozium schreberi* sūnā vanādija daudzums augsnē parāda Mažeīķu naftas pārstrādes kombināta ietekmes zonu (5.2. att.). Vislabāk tā izsekojama augsnēm ar biezu A₀ horizontu (P,PT,PGT). Šajos augsnes tipos, kā arī velēnu gleja un glejotās augsnēs, paaugstinātas elementa satura vērtības raksturīgas virsējos horizontos Vaiņodeš, Embūtes, Strakšu, Skrundas, Kursišu un Ezeres teritorijā. Tomēr maksimālā vanādija koncentrācija virsējā horizontā konstatēta 7D15 parauglaukumā (73 mg/kg), kas atrodas 26 km attālumā no Mažeīķu naftas pārstrādes kombināta, podzolētās glejaugsnes A₀ horizontā. Horizonta biezums - 4 cm. Augsnes mehāniskais sastāvs - māls. Līdz ar to domājams, ka būtiska nozīme augstajam vanādija saturam atsevišķos parauglaukumos Latvijas pierobežā ir augsnes mehāniskajam sastāvam. Vanādija migrācijas un akumulācijas īpatnību rezultātā Mažeīķu apkārtnē novērojamas elementa kopsatura lielas svārstības.



V kopsaturs (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A₀, A₁) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



V kopsaturs (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A₀, A₁) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



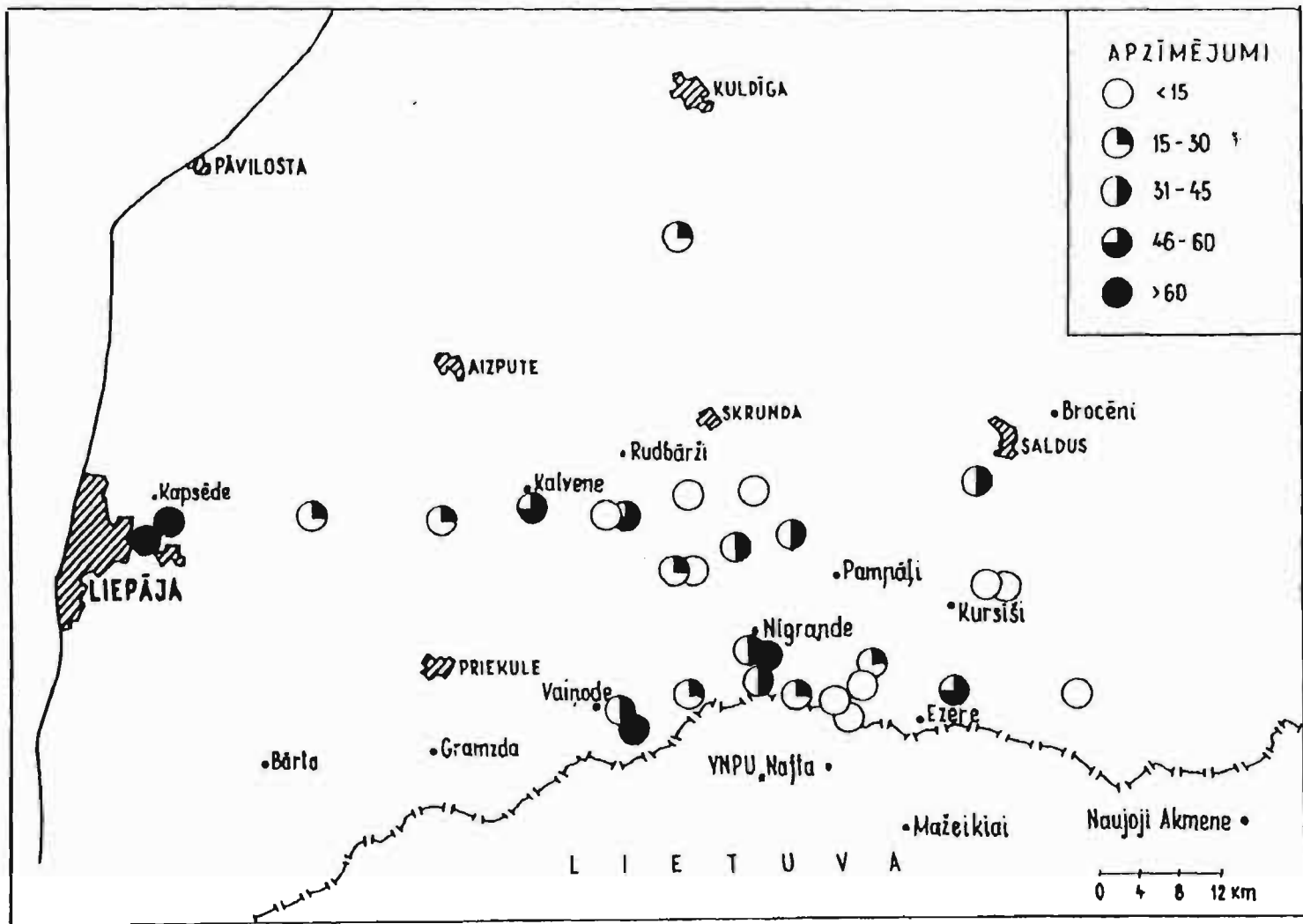
5.3. att.

Cr kopsaturs (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A₀, A₁) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)

Meža nedzīvās zemsegas ķīmisko elementu vidējās vērtības Mažeīķu naftas pārstrādes kombināta ietekmes zonā un Latvijā.

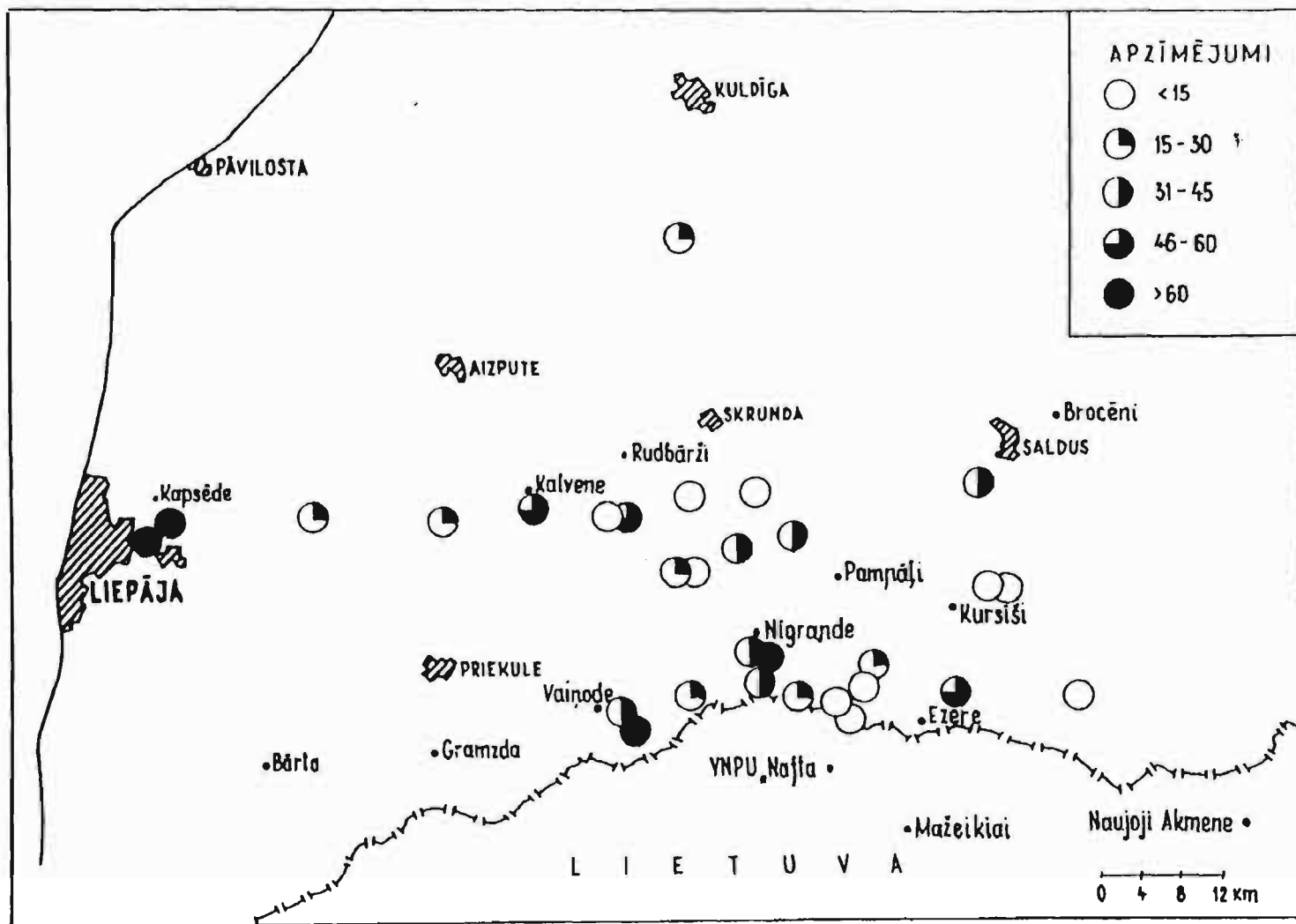
N,P₂O₅,S daudzums - %, bet pārējiem elementiem - mg/kg.

Elements		Mažeīķu zona	Vēra meža tips Latvijā
Slāpeklis	N	1.11	1.4
Nātrijs	Na	1329.0	952.3
Fosfors	P ₂ O ₅	6.07	0.1
Sērs	S	0.51	0.4
Kālijs	K	5500.0	5100.0
Kalcijs	Ca	15500.0	12200.0
Skandijijs	Sc	0.99	0.8
Hroms	Cr	11.8	8.5
Mangāns	Mn	745.0	741.9
Dzelzs	Fe	4100.0	2870.0
Kobalts	Co	1.4	1.6
Niķelis	Ni	11.0	12.9
Cinks	Zn	109.0	83.4
Arsēns	As	1.28	0.8
Rubidijs	Rb	20.0	16.9
Cirkonijs	Zr	6.1	6.9
Molibdēns	Mo	0.82	0.8
Sudrabs	Ag	-	0.5
Kadmijs	Cd	0.07	0.1
Antimons	Sb	0.35	0.3
Cēzijs	Cs	0.5	80.4
Bārijs	Ba	254.0	145.6
Lantāns	La	4.3	3.4
Hafnijs	Hf	1.6	1.4
Tantāls	Ta	0.15	0.2
Zelts	Au	0.013	0.007
Svins	Pb	3.8	4.4
Bismuts	Bi	1.72	1.7
Torijs	Th	1.26	0.9
Cērijs	Ce	10.2	8.5
Samārijs	Sm	0.6	0.6
Eiroijs	Eu	0.14	0.1
Terbijs	Tb	0.1	0.1
Iterbijs	Yb	0.29	0.3
Lutēcijs	Lu	0.03	0.05



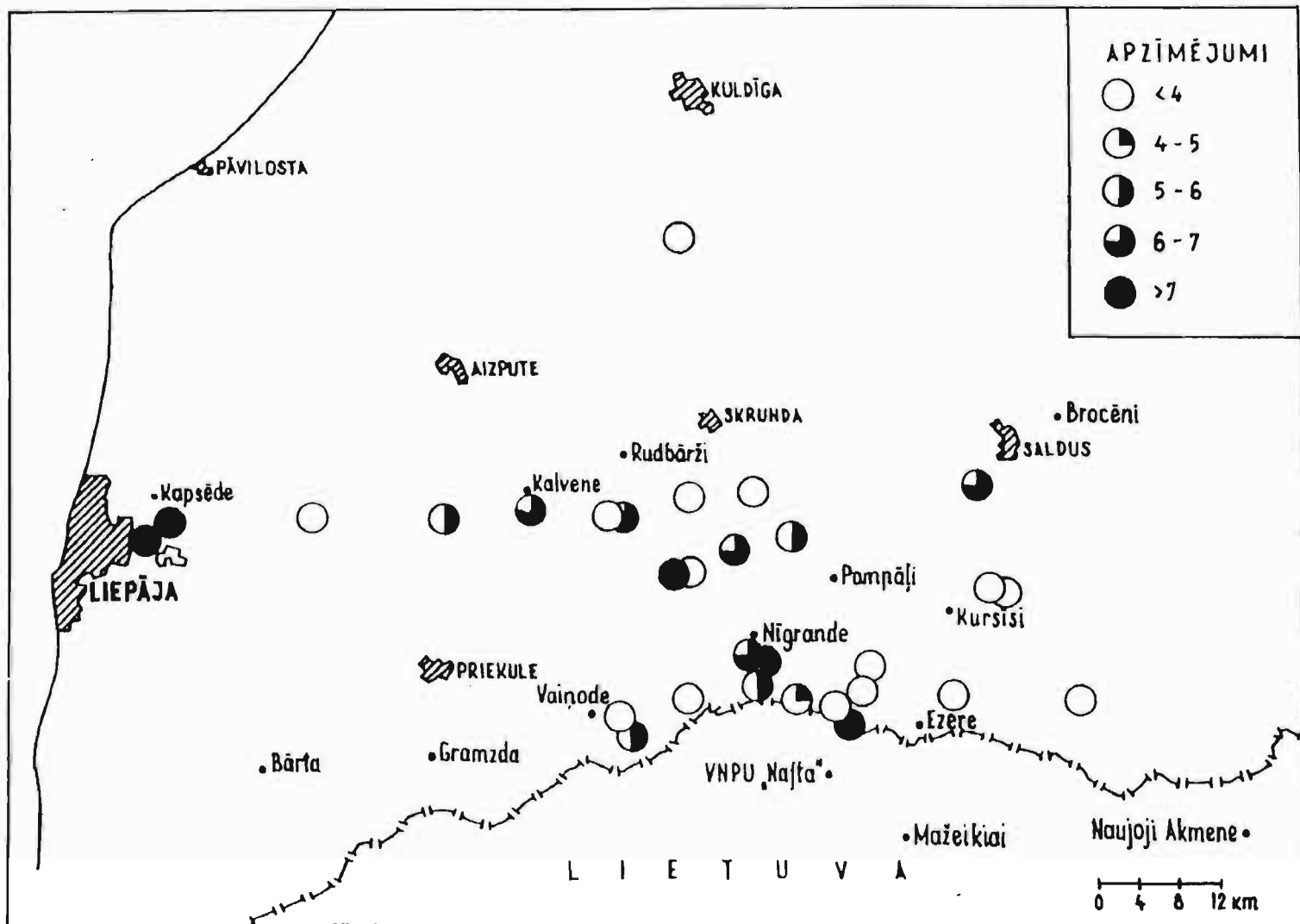
5.4. att.

Pb (In HCl izvilk.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



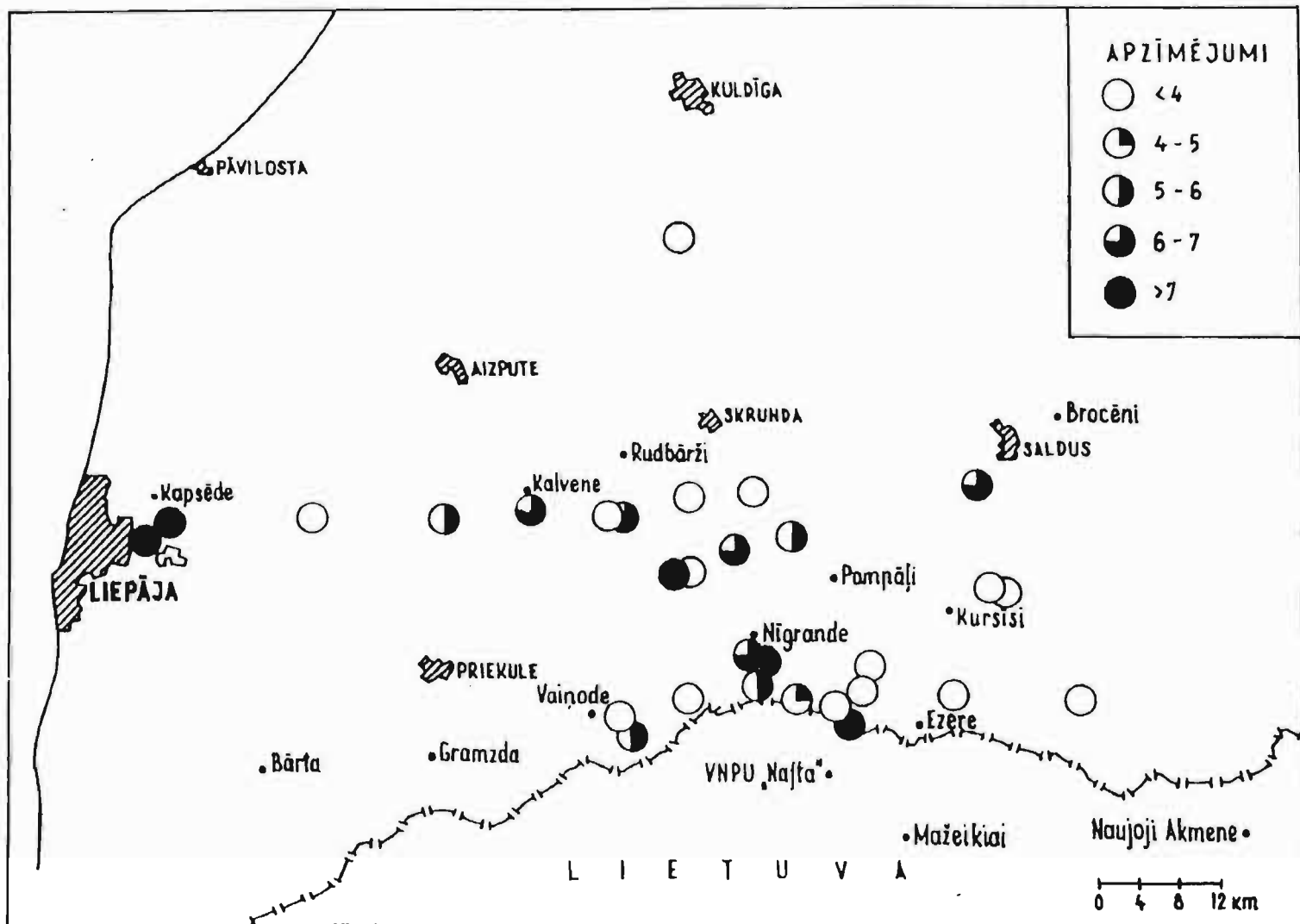
5.4. att.

Pb (In HCl izvilk.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



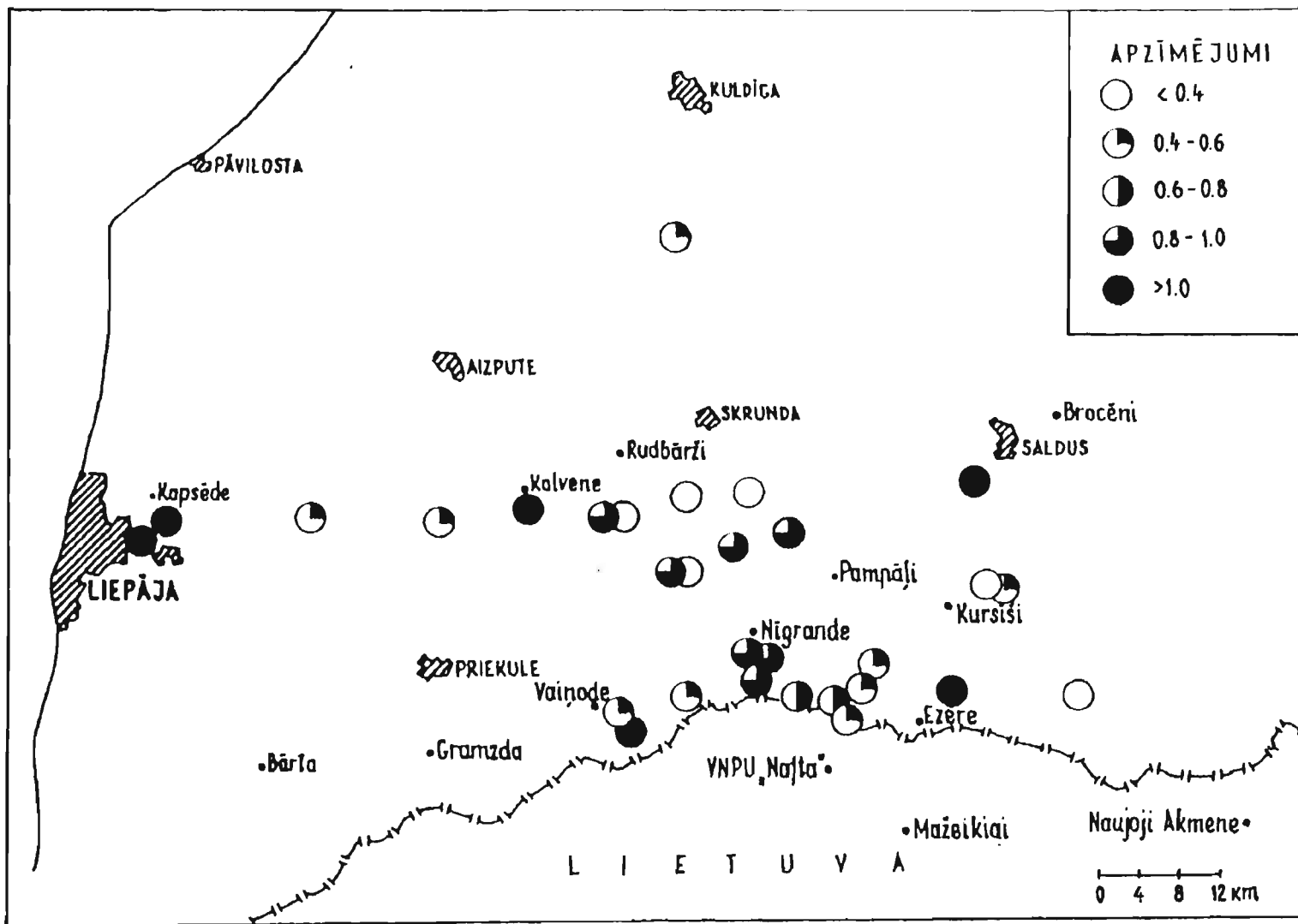
5.5. att.

Cu (In HCT izvilk.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Diemvidkurzemē.
(I.U., 1992.g.)



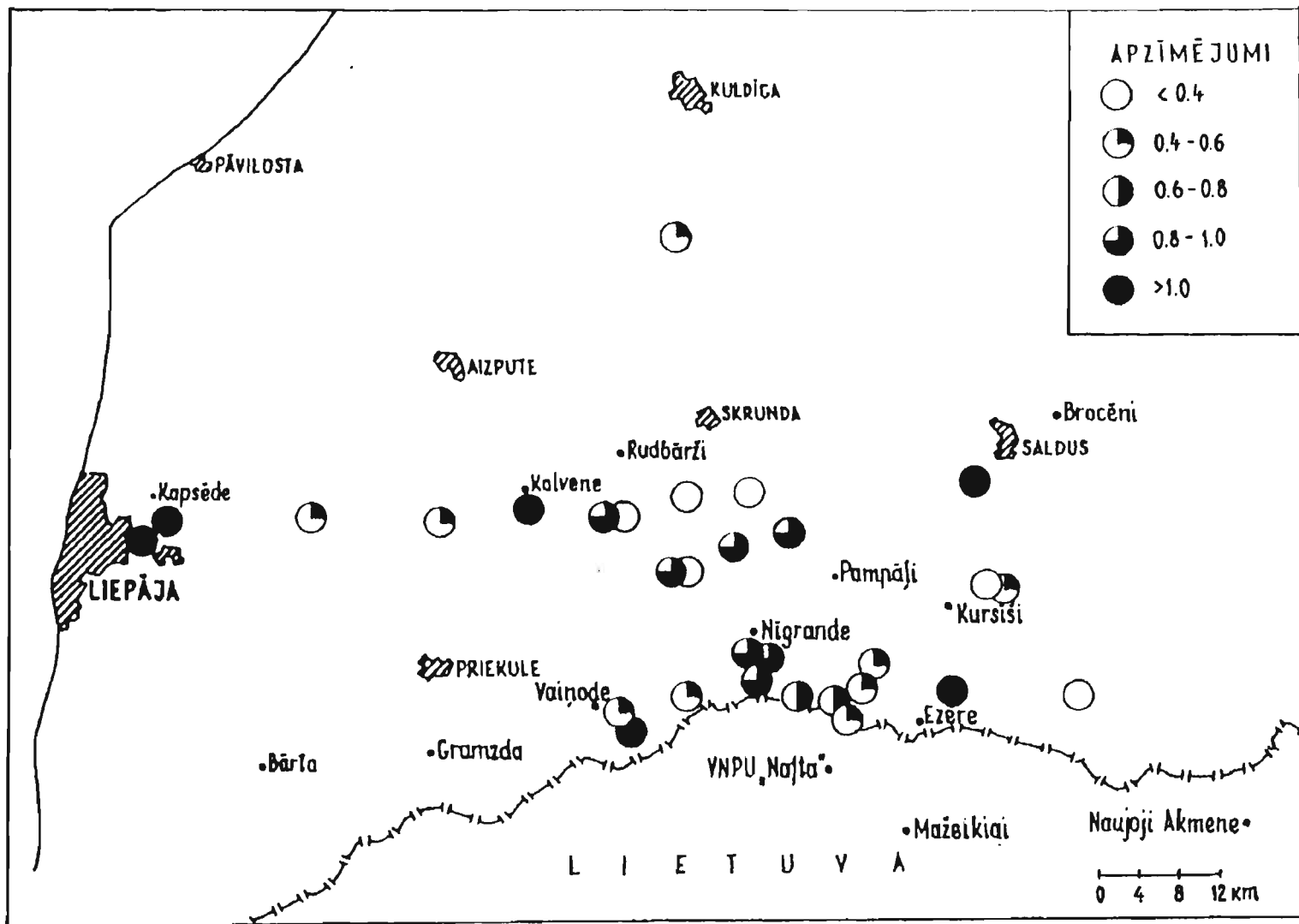
5.5. att.

Cu (In HCT izvilk.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Diemvidkurzemē.
(I.U., 1992.g.)



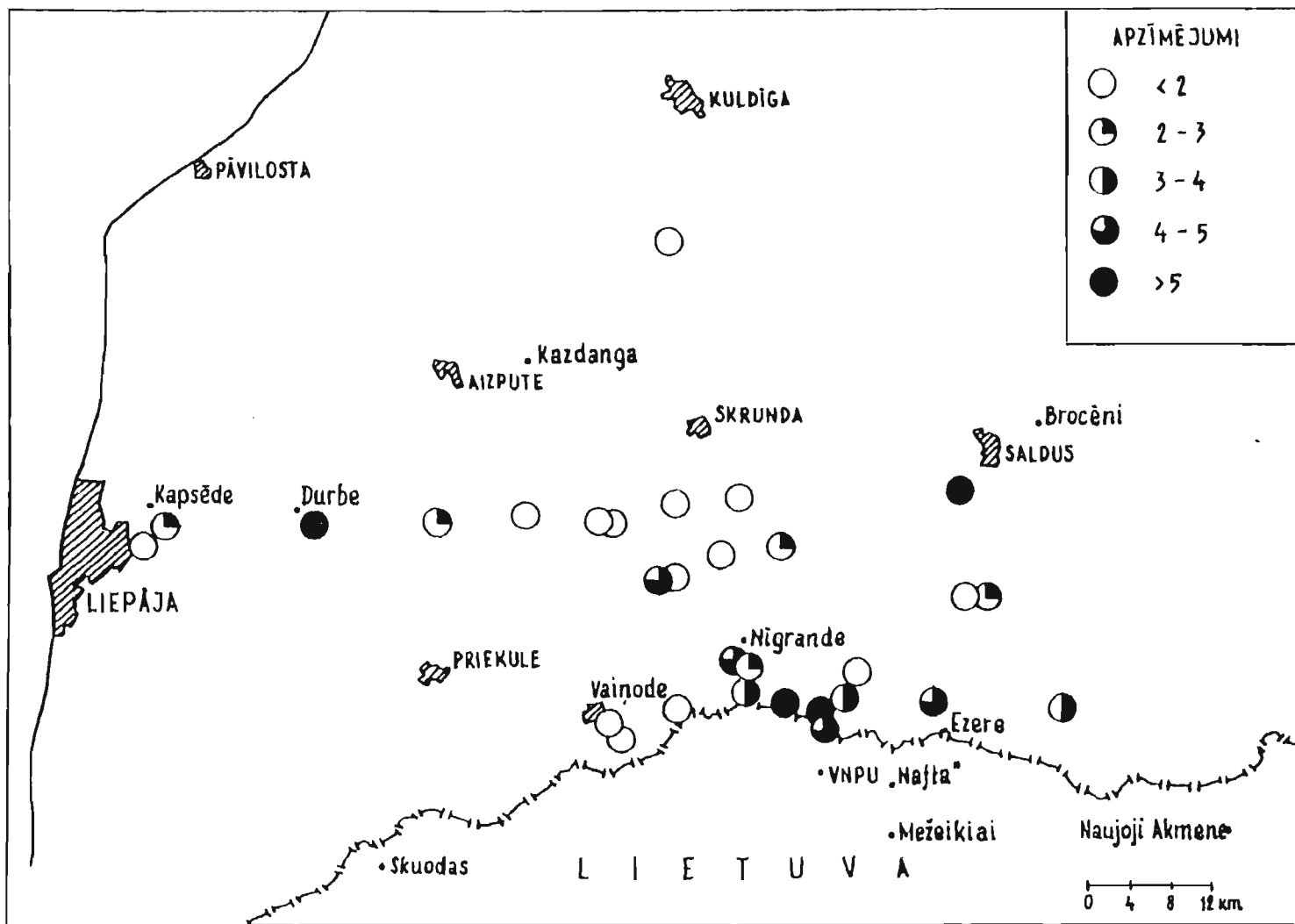
5.6. att.

Cd (In HCl izvilk.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



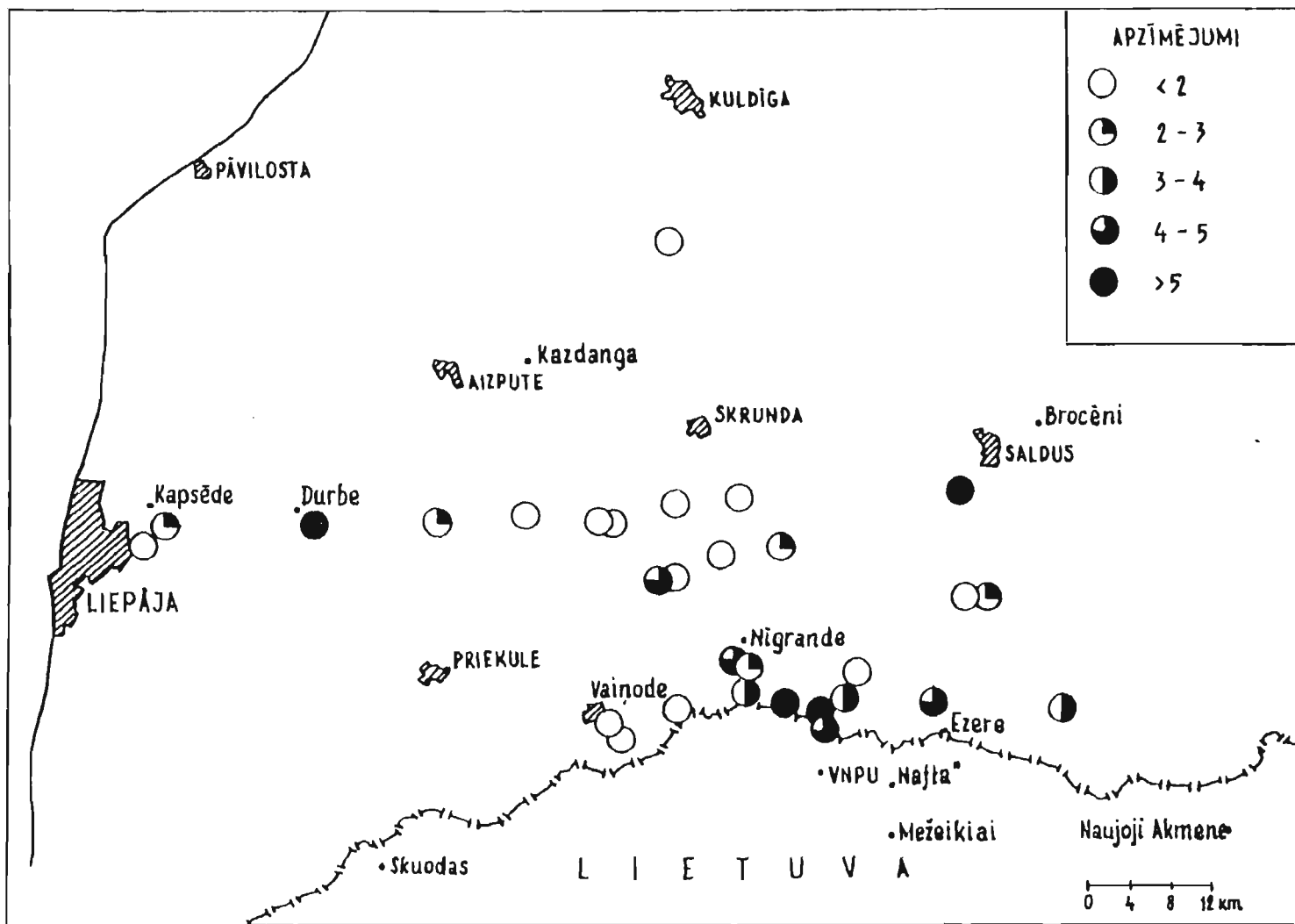
5.6. att.

Cd (In HCl izvilk.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (Λ_0, Λ_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



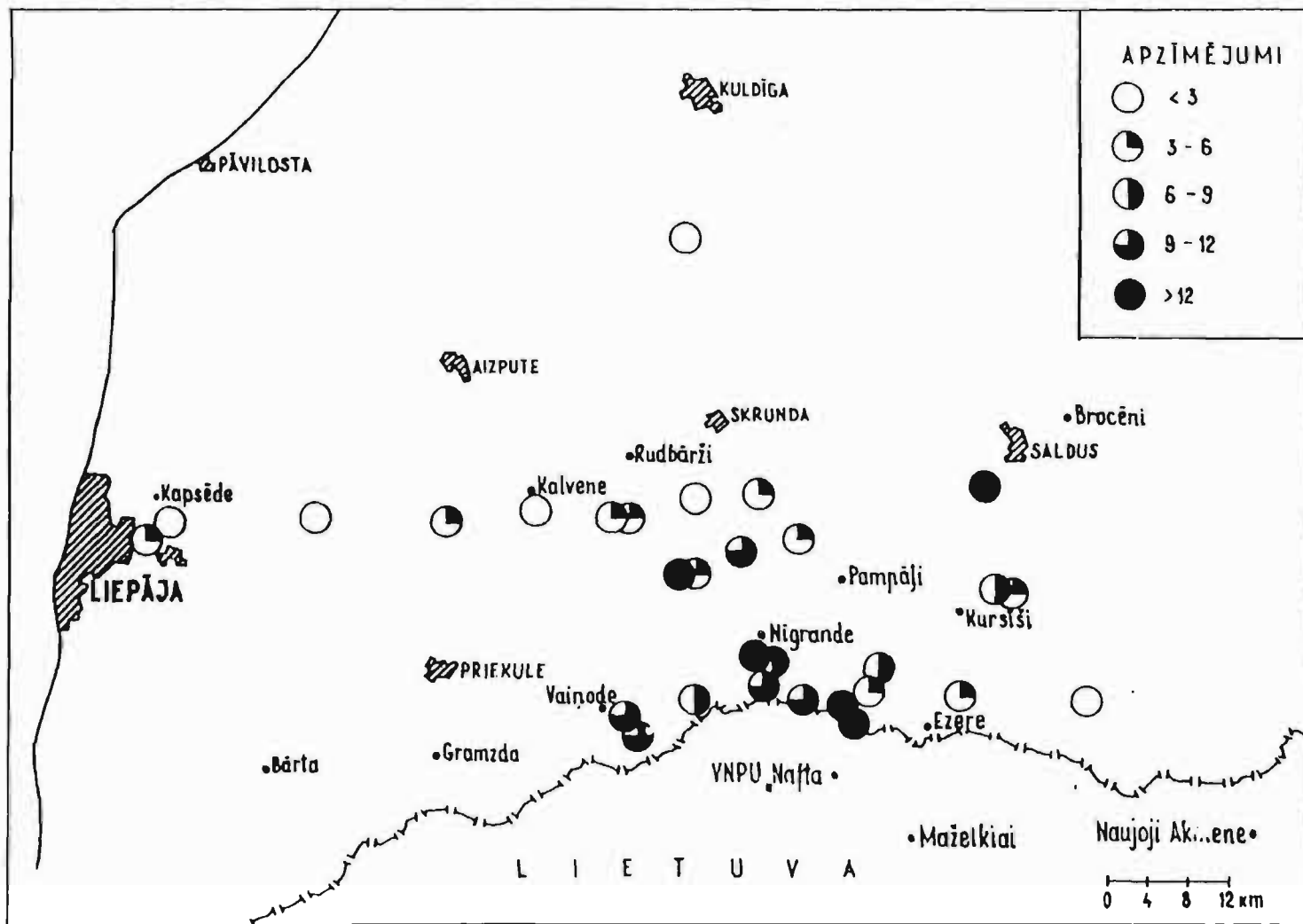
5.7. att.

Cr (In HCl izvilc.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



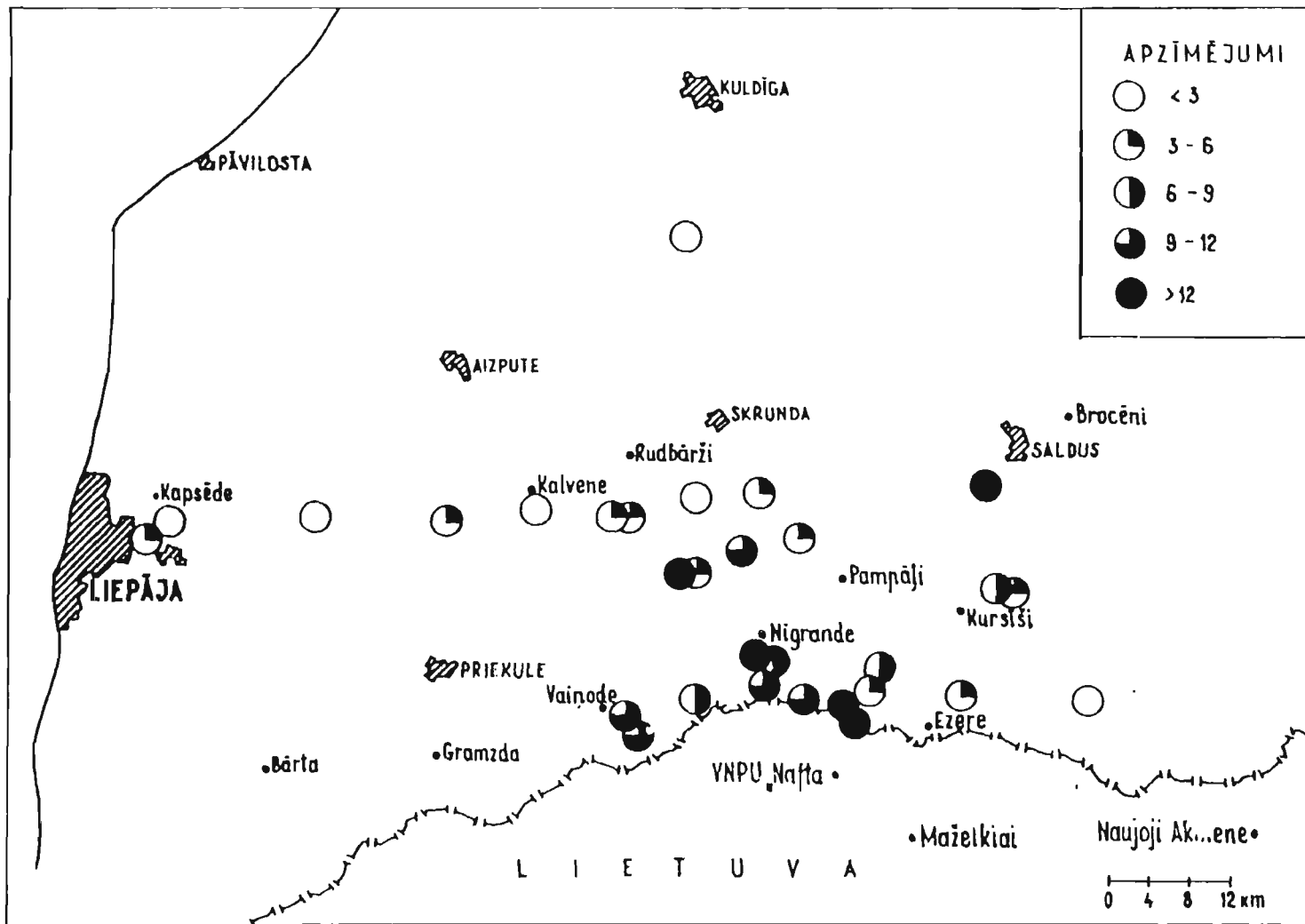
5.7. att.

Cr (In HCl izvilc.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



5.8. att.

Ni (In HCl izvilk.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)



5.8. att.

Ni (In HCl izvilks.) koncentrācija (mg/kg) mežu augšņu virsējā horizontā (A_0, A_1) Dienvidkurzemē.
(LU, 1992.g.)

Analizējot hroma (5.3. att.) un citu ķīmisko elementu kopsaturu augsnes virsējos horizontos, novērojamas vairākas kopsakarības elementu teritoriālā izplatībā. Pirmkārt, augstākas elementu koncentrācijas raksturīgas mežu augšņu virsējos horizontos Liepājas apkārtnē, kur pat tipiski podzolētām augsnēm uz smilts cilmieža elementa koncentrācija (Cr, Zn, Cu) pārsniedz velēnu podzolēto un velēnu gleja augšņu uz smilšmāla cilmieža vertības fona rajonos. Otrkārt, otrs rajons ar augstu hroma (5.3. att.) saturu izdalās teritorijā Vainode, Embūte, Skrunda un Kursiši. Šajā gadījumā augstākas elementu koncentrācijas minētajā rajonā saistās kā ar augsnes mehāniskā sastāva maiņu (no smilts uz mālsmilti vai smilšmālu), tā arī ar antropogēno piesārņojumu Dienvidkurzemē.

Ķīmisko elementu kopsatura izmaiņas A_{10} horizonta apskatītas arī meža monitoringa ietvaros 11 parauglaukumos (PNP) (664, 715, 716, 717, 721, 723, 770, 773, 780, 828, 829). Iegūtie rezultāti un secinājumi sakrīt ar Latvijas Universitātes speciālistu rezultātiem un secinājumiem. Zemsegas paraugi ievākti 1991.gadā katrā punktā 4 atkārtojumos (pēc tam izveidots katram punktam viens vidējais paraugs) 2-7 cm dziļumā. Šajā slānī meža nobiras ir vidēji sadalījušās.

Gaissausie paraugi pārpelnoti un analizēti Cukurbiešu pētniecības institūta Augsnes laboratorijā (Bauskas rajona "Uzvara"). Te noteikts kopējais slāpeklis pēc Kjeldala, fosfors, bismuts un kadmijs kolorimetriski.

Latvijas Kodolpētījumu centrā (Salaspils) pārpelnotiem paraugiem noteikts ar neitronu-aktivizācijas metodi sekojošs ķīmisko elementu saturs: nātrijs, kālijs, kalcijs, skandījs, hroms, mangāns, dzelzs, kobalts, niķelis, cinks, arsēns, rubīdijs, cirkonijs, molibdēns, sudrabs, antimons, cēzijs, bārijs, lantāns, hafnijs, tantāls, zelts, torijs, cērijs, samārijs, eiropijs, terbijs, iterbijs un lutēcijs. Svina koncentrācija noteikta ar atom-absorbcijas metodi. Pb koncentrācija noteikta pēc G.Riņķa metodes /G.Riņķis, F.Ramane, A.Osvalde, T.Kunicka, 1992/, kas dod mazāku svina saturu nekā tradicionāli lietotās metodes.

Mažeīku naftas rūpnīcas ietekmes zonā esošie PNP galvenokārt reprezentē egļu un bērzu damaksni un vēri - bagātākos sausieņu meža tipus. Zemsegas ķīmiskais sastāvs šajos tipos ir līdzīgs /Laiviņš et al., 1993/ un PNP skaits ir neliels, tāpēc vidējā elementu koncentrācija aprēķināta visiem šīs zonas punktiem (5.3. tab.), nedalot tos pa meža tipi. Iegūtie dati salīdzināti ar Latvijas vēra tipa mežaudžu zemsegas ķīmisko elementu vērtībām.

Mažeīku ietekmes zonas mežaudžu zemsega, salīdzinot ar visas Latvijas vēra tipa mežaudžu zemsegas vidējām vērtībām, ir paaugstināts sēra, nātrija, kālija, kalcijs, skandija, hroma, dzelzs, cinka, arsēna, rubīdija, cēzija, bārija, lantāna, zelta, torija un cērija daudzums. Bet pārējo elementu vertības ir ļoti tuvas, vai arī tikai nedaudz atšķiras no vidējām vēra augšņu A_{10} horizonta vērtībām.

Augsnes virskārtas ķīmiskās atšķirības nevar droši saistīt ar naftas pārstrādes rūpnīcas ietekmi. Vairāku ķīmisko elementu paaugstinātās vērtības pilnīgi iespējamas ir tāpēc, ka šajā apvidū ir bagātāks substrāts (māls, smilšmāls), kas būtiski ietekmē arī atmirušās un daļēji mineralizētas organikas ķīmisko sastāvu. Tātad, izvērtējot augsnes piesārņošanas pakāpi, jāņem vērā jau būtiski bagātākais cilmieža ķīmiskā sastāva fons.

Analizējot augsnes ķīmisko elementu kopsaturu izmaiņas Dienvidkurzemē, varam secināt, ka pētāmajā teritorijā ir ļoti raiba augsnes sega, kas būtiski ietekmē augsnes ķīmisko sastāvu un elementu migrāciju. Daudz labākus rezultātus antropogēnā piesārņojuma kartēšanā dod ķīmisko elementu kustīgo formu noteikšana. Latvijas Universitātes Ģeogrāfijas fakultātes speciālisti daudzos parauglaukumos bez Pb, Zn, Cu, Ni elementu kopsatura izpētes, veikuši arī to noteikšanu 1 N HCl izvilkumā. Iegūtie rezultāti daudz labāk sakrīt ar sūnu indikācijas rezultātiem. Kaut arī nelielais parauglaukumu skaits nedod iespēju precīzi noteikt konkrētu piesārņojuma avotu veidotās ģeoķīmiskās anomālijas, tomēr pēc rezultātiem (5.4., 5.5., 5.6., 5.7. un 5.8. att.) iespējams noteikt galvenos piesārņojuma avotus.

- Pb, Cd un Cu koncentrācija ir paaugstināta Liepājas pilsētas apkārtnē. Anomālijas

robežas noskaidrošanai nepieciešami papildpētījumi.

- Ni, Pb, Cu un Cd koncentrācija ir paaugstināta Vaiņodes apkārtnē. Teritoriāli Vaiņodes piesārņojuma avotu radītā bioģeokīmiskā anomālija saplūst ar Mažeīķu rūpniecības objektu radīto piesārņojumu anomāliju. Pēc augstā Cd satura augsnes humusā un nelielā daudzuma sūnās varam secināt, ka viens no galvenajiem vides piesārņotājiem pierobežā ir bijis kara lidlauks. Sūnu ķīmiskais sastāvs atspoguļo periodu, kad lidojumu skaits stipri tika samazināts.

- Mažeīķu apkārtnē izdalās tehnogēnā ģeokīmiskā anomālija ar paaugstinātu Cd, Cr, Ni, kā arī atsevišķos parauglaukumos Pb un Cu saturu. Elementiem augstākās vērtības konstatētas uz ziemeļrietumiem no Mažeīķu VNPU "Nafta". Minēto elementu teritoriālā izplatība, domājams, saistās kā ar reljefa nozīmi piesārņojošo vielu izkliedē, tā arī atsevišķu piesārņojumu avotu izvietojumu uzņēmumā teritorijā, kā rezultātā, valdot D un DA vējiem, piesārņojums summējās. Piesārņojuma teritoriālā izplatība novērojama aiz Pampāļiem.

5.2. Lauksaimniecības zemju augsnes un to ķīmiskās īpašības

Lauksaimniecības zemju augsnēs Mažeīķu apkārtnē pētījumus veikušas vairākas organizācijas. Latvijas Republikas Hidrometeoroloģijas pārvaldes speciālisti augsnes pētījumus 1991. gadā veikuši Griezē, Ezerē, Zaņā, Nigrandē un Pampāļos, nosakot Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg un Fe. Pats parauglaukumu izvietojums nedod iespēju atdalīt Mažeīķu NPU "Nafta" radīto piesārņojumu no vietējo piesārņojuma avotu radītā piesārņojuma. Darba veicēji nenorāda augsnes apakštīpu, kas rada problēmas rezultātu izvērtēšanā. Paraugi parauglaukumos ņemti divas reizes gadā - pavasarī un rudenī. Pēc iegūtiem rezultātiem iznāk, ka atsevišķos parauglaukumos (Ezeres ciemā) hroma, niķeļa, kadmija, kobalta u.c. elementu koncentrācija ir palielinājusies 2-4 reizes. Minētās koncentrācijas svārstības jāsaista ar paraugu ņemšanas metodiku un to analizēm. Ievērojot iepriekš minētās neprecizitātes, darbā iegūtos rezultātus nav iespējams izvērtēt.

Latvijas Valsts zemkopības zinātniskās pētniecības institūts "Agra" iekārtojās 1990. gadā divus lokālā fona parauglaukumus 22 km uz ZA no Mažeīķiem un 22 km uz ZR no Jaunakmenes. Darba autori nenopamato konkrēto fona parauglaukumu vietu izvēli. Parauglaukumos ar neitronu aktivācijas analīzi noteikts - Na, K, Al, Cl, Zn, Sc, Br, Rb, Mn, Fe, As, Mg, Co, Cr, Eu, Sr, Sb, Cs, Yb, Au, Ca, V, Ti, La, Cu, Ba, Ta, Ni un Zn, Cu, Mn, Pb un Cd l n HCl izvilkmā ar atom-absorbcijas spektrafotometru. Augsnes paraugiem veiktas arī agroķīmiskās analīzes. Autori pirmos pētījumus uzskata par metodes apgūšanas un pārbaudes periodu. To parāda arī darba rezultāti, jo tie nedod atbildi uz galveno jautājumu - kāds ir attiecīgā augsnes apakštīpa fons un par cik lokālā fona monitoringa parauglaukumos tas izmainīts. 1992. gadā Mažeīķu ietekmes zonā lauksaimniecībā izmantojamo zemju augsnēs pētījumus veica Latvijas Universitātes speciālisti, nosakot ķīmisko elementu kopsaturu. Darba veicēji nonākuši pie secinājuma, ka elementu kopsaturu lauksaimniecībā izmantojamo zemju augsnēs nosaka augsnes tips, mehāniskais sastāvs un glejošanās process.

Visi šie pētījumi parāda, ka, lai noskaidrotu piesārņojuma emisijas ietekmi uz augsnes ķīmisko sastāvu, nepieciešama citādāka metodiskā pieeja. Pirmkārt, jāveic detāli pētījumi, lai noskaidrotu augsnes ķīmisko sastāvu pa apakštīpiem un atšķirīgiem mehāniskiem sastāviem relatīvi nepiesārņotos rajonos. Otrkārt, lai noskaidrotu piesārņojuma ietekmi uz augsnes ķīmisko sastāvu, jāpēta elementu kustīgās formas.

6. KOPSAVILKUMS

Atmosfēra.

Mažeīķu VNPU "Nafta" atrodas Lietuvas teritorijā 2-3 km uz dienvidiem no Latvijas robežas Ventas ielejā. Mažeīķu VNPU "Nafta" izmešos dominē SO_2 (16234.3 t - 1991.gadā), ogļūdeņraži (30058.7 t), tajā skaitā ksiloli (923.5 t) un benzols (735.3 t), CO (2174.3 t) un NO_x (2822.9 t) (Gaisa aizsardzība Latvijā. 1991.gads (atskaite)). Mažeīķu rūpnīcā izmešu avoti atrodas dažādos augstumos, kas nosaka atšķirīgu piesārņojošo vielu izkliedi pie dažādiem laika apstākļu tipiem un vēju režīmiem. Piesārņojošo vielu izkliedi atmosfērā pētījuši Lietuvas, Latvijas un Ļeņingradas Hidrometeoroloģijas pārvaldes un Viļņas Valsts Universitātes Hidroloģijas un klimatoloģijas speciālisti. Lietuvas Republikā regulāri novērojumi zem lāpas līdz 15 km attālumam no rūpnīcas veikti 1984.gadā un neregulāri turpmākajā periodā. Pārskata apkopojuma autoriem nebija pieejami Lietuvas speciālistu pētījumi, tāpēc izmantots Sasnauskenes Daivas diplomdarbs /*Саснаускене L., 1989/*, kurā daļēji apkopoti minēto pētījumu rezultāti. Latvijas Republikas Hidrometeoroloģijas pārvaldes speciālisti zem lāpas novērojumus veikuši 1989.gadā, bet 1991. un 1992.gadā atmosfēras piesārņojuma kontroli Ezeres, Nīgrandes, Zaņas un Pampāļu ciemos. Latvijas Republikas Hidrometeoroloģijas speciālistu veikto pētījumu rindas ir ļoti nelielas un nevienmērīgas, kas nedod iespēju iegūtos rezultātus interpretēt laikā un telpā. Apvienojot Lietuvas Republikas speciālistu un Latvijas Republikas hidrometeoroloģijas speciālistu praktiskos un teorētiskos pētījumus, iespējams izdalīt vispārējās tendences piesārņojošo vielu izklienē no Mažeīķu VNPU "Nafta".

Vislielākais piesārņojums Mažeīķu VNPU tuvumā novērots anticiklona apstākļos, pēc siltās atmosfēras frontes, dominējot stabilai atmosfēras stratifikācijai un nelieliem vēju ātrumiem. Dažādu ķīmisko ingredientu koncentrācija atmosfērā telpiskā un laika griezumā ir ļoti atšķirīga.

SO_2 maksimālās koncentrācijas novērojamas vasarā, vēja ātrumam nepārsniedzot 1 m/s. Pieaugot vēja ātrumam virs 5 m/s, koncentrācija palielinās 4 km attālumā no rūpnīcas. Piesārņojumam ar slāpekļa savienojumiem (NO_x un NH_3) lielākās koncentrācijas novērotas vasaras sezonā. Pēc Lietuvas Republikas speciālistu pētījumiem maksimālās koncentrācijas novērotas 1,2 km attālumā no rūpnīcas anticiklona apstākļos. 1992.gadā NO_2 koncentrācija Latvijas pierobežas ciemos pārsniedza republikas vidējos rādītājus.

Ogļūdeņražu galvenie piesārņojuma avoti ir naftas un tās produkcijas uzglabāšanas rezervuāri un pārkraušanas estakādes. To maksimālām koncentrācijām nav izteikts sezonāls raksturs. Maksimālās koncentrācijas novērotas 1-5 km attālumā no rūpnīcas anticiklona apstākļos.

Oglekļa oksīda koncentrācijas pieaugums vairāk novērots rudenī un ziemā. Pilnīgi pretēji rezultāti Latvijā un Lietuvā iegūti, analizējot formaldehīda daudzumu atmosfērā. Pēc Lietuvas Republikas speciālistu datiem formaldehīda koncentrācija atmosfērā ir neliela ($q=0.008 \text{ mg/m}^3$, $q_{\text{max}}=0.028 \text{ mg/m}^3$) /*Саснаускене L., 1989/*. Savukārt, Latvijas Republikas Hidrometeoroloģijas pārvaldes pārskatā par 1991.gadu norādīts, ka formaldehīda vidējās koncentrācijas rada potenciālu bīstamību. Formaldehīda maksimālā koncentrācija Latvijas pierobežā novērota 1991.gada 14.maijā Zaņā - $q_{\text{max}}=0.084 \text{ mg/m}^3$. Augstas koncentrācijas novērotas formaldehīdam Zaņā arī 1992.gadā. Iespējams, ka izmainījusies Mažeīķu VNPU "Nafta" tehnoloģija, kas palielina formaldehīda daudzumu izmešos.

Atšķirīgais piesārņojuma avotu raksturojums, Mažeīķu VNPU "Nafta" un tā ģeogrāfiskais

novietojums Ventas pazeminājumā rada priekšnoteikumus ļoti sarežģītai piesārņojošo vielu izkliedei atmosfērā. Stabils piesārņojuma areāls veidojas tikai 3-4 km attālumā no Mažeiku VNPU (to apstiprina arī bioģeokīmiskās indikācijas rezultāti), tālāk no rūpnīcas piesārņojumam atmosfērā ir difūzs raksturs.

LR Hidrometeoroloģijas pārvaldes speciālisti iesaka komplekso laboratoriju izvietot Nīgrandē, kas atrodas 12 km uz ZR no Mažeiku VNPU. Būtisks faktors, kas darbojas pret laboratorijas izvietošānu Nīgrandē, ir relatīvi mazā DA vēju atkārtotamība (1991.gadā 8 % no mērījumu skaita). Daudz lielākas priekšrocības laboratorijas izvietošānā, lai kontrolētu Mažeiku VNPU "Nafta" ietekmi uz Latvijas teritoriju, ir Zaņai, kas atrodas 8 km uz ziemeļiem no naftas pārstrādes uzņēmuma, vai arī Griezei, kas atrodas 4 km no uzņēmuma. Par labu kompleksās laboratorijas izvietošānai Zaņā vai Griezē liecina sekojoši faktori:

- Kā Grieze, tā Zaņa atrodas uz ziemeļiem no Mažeiku uzņēmuma un, dominējot dienvidu vējiem, vairāku piesārņojuma avotu izmeši uzņēmumā summējas.
- Dienvidu sektora vējiem Latvijas pierobežā ir daudz lielāka atkārtotamība nekā dienvidaustrumu sektora vējiem.
- LR Hidrometpārvaldes pārskatā par Mažeiku VNPU ietekmi uz Latvijas teritoriju 1991.gadā ir norādīts, ka gaisā visvairāk kaitīgās vielas ar vislielāko koncentrāciju ir Zaņas ciemā (SO, CO, benzols, hlorūdeņradis, ksilols, fenols, formaldehīds).
- Kā Zaņa, tā Grieze atrodas tehnogēnā bioģeokīmiskajā anomālijā, kas izdalās pēc smago metālu koncentrācijas sūnās un augsnes humusā. Savukārt, Nīgrandē atrodas uz anomālijas malas, kur raksturīgs tikai atsevišķu elementu neliels koncentrācijas pieaugums.
- Izvietojot laboratoriju Griezē, tā varētu kalpot par atbalsta punktu atmosfēras stāvokļa novērojumiem citās apdzīvotās teritorijās.

Turpmākajā darbā bez regulāras atmosfēras piesārņojuma kontroles, izmantojot komplekso laboratoriju Griezē, nepieciešams veikt epizodiskus novērojumus arī citās apdzīvotās vietās, ņemot vērā laika apstākļu tipus, meteoroloģisko apstākļu maiņu diennaktī, teritorijas fiziogēogrāfiskos apstākļus un vietējos piesārņojuma avotus. Tanī pat laikā turpmākajā darbā vēlams izmantot rezultātus, ko ieguvuši Lietuvas Republikas speciālisti, pētīt Mažeiku VNPU "Nafta" piesārņojošo vielu izkliedi, lai precizētu situāciju Latvijas pierobežā.

Veģetācija un augsne.

Mažeiku apkārtnes bioindikāciju veikuši LZA Bioloģijas institūta, Latvijas Universitātes, Latvijas Lauksaimniecības Universitātes un LR Mežierības institūta speciālisti. Apkopojot LZA Bioloģijas institūta fitoindikācijas un LR Mežierības institūta meža monitoringa datus, redzams, ka pēc abu šo pētījumu rezultātiem Mažeiku VNPU "Nafta" apkārtne izdalās areāls, kurā koku fizioloģiskais stāvoklis ir daudz sliktāks nekā pārējā republikas daļā. Tanī pat laikā kā fitoindikācijas, tā arī meža monitoringa rezultāti sakarā ar nelielo parauglaukumu skaitu nedod iespēju precīzi izdalīt fitoindikāciju zonu robežas. Minētā problēma labi redzama kartē (6.1. att.), kur uz ziemeļiem no Mažeiku VNPU "Nafta" novērojams relatīvi labāks augu fizioloģiskais stāvoklis nekā uz rietumiem un austrumiem no minētās zonas. Tanī pat laikā augsnes un sūnu bioģeokīmiskās analīzes rezultāti te uzrāda augstāku piesārņojuma pakāpi. Tas nozīmē, ka, turpinot fitoindikācijas pētījumus, atkarībā no vides stāvokļa nepieciešams mainīt teritorijas izpētes detalizācijas pakāpi. Nākošais posms Mažeiku apkārtnes fitoindikācijā varētu būt, izmantojot dažādus testus, noskaidrot kādas ķīmiskās vielas visnegatīvāk ietekmē augu fizioloģisko stāvokli Latvijas pierobežā.

Var uzskatīt, ka Mažeiku VNPU "Nafta" ietekmes zonā nav veikta koksnes tekošā picauguma dinamikas izpēte, jo izvietotie trīs parauglaukumi (LLU) nedod iespēju izdarīt secinājumus par piesārņojuma ietekmi uz kokiem Latvijas pierobežā. Koksnes

papildpieauguma tendē noskaidrošana dotu iespēju ne tikai aprēķināt ekonomiskos zaudējumus, kas rodas vides piesārņojuma rezultātā, bet arī noprecizēt rezultātus, lai noskaidrotu Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes areālu un intensitāti. Tas iespējams, pateicoties naftas uzņēmuma ražošanas jaudu izmaiņam, sākot ar pirmās tehnoloģiskās līnijas palaišanu.

Ziemeļrietumeiropas biogeoķīmiskā kartēšana, par piesārņojošo vielu sorbentu izmantojot sūnu, parādīja, ka Mažeīķu un Jaunakmenes rūpniecības uzņēmumu darbības rezultātā rodas Eiropas mēroga vides piesārņojuma problēma. Vislabāk Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes zona, pateicoties tam, ka to izmešos dominē V_2O_5 (1991.gadā 2922.9 t), izsekojama pēc vanādija daudzuma sūnās un augsnē. Augstākā vanādija koncentrācija raksturīga teritorijā - Vaiņode, Embūte, Nīgrande, Pampāli, Ezere. Te atsevišķos parauglaukumos raksturīga arī paaugstināta Cd, Cu un Fe koncentrācija (6.1. att.). Iepriekš minētais piesārņojuma areāls ir polistrukturāls. To parāda augsnes analīzes rezultāti (6.1. att.).

Mežu augsnes analīzes rezultātā izdalās apakšareāls Vaiņodes apkārtnē. Ļoti augstais Cd saturs augsnes nedzīvās zemsegas horizontā, iespējams, saistās ar bijušās PSRS kara lidlauka darbību. *Pleurozium schreberi* sūnā Cd anomālija nav tik izteikta, jo tā atspoguļo pēdējo trīs gadu ietekmi, kad lidojumu skaits tika stipri samazināts. Anomālijas austrumdaļu ietekmē Jaunakmenes būvmateriālu kombināts. Tehnogēno anomāliju robežas pēc sūnu, sniega un meža augsnes rezultātiem teritoriāli ir ļoti tuvas viena otrai, kas liecina par anomāliju stabilo raksturu.

Augsnes ķīmisko sastāvu pētījuši Latvijas Valsts ZPI "Agra" (divos stacionāros), LR Mežierīcības institūta (meža monitoringa ietvaros), LR Hidrometeoroloģijas pārvaldes (apdzīvotās vietās) un Latvijas Universitātes speciālisti. Šie pētījumi (LU, LR Mežierīcības institūta, Latvijas Valsts ZPI "Agra") parādīja, ka elementu kopsaturs Dienvidkurzemē vairāk atspoguļo ekosistēmu dabiskā fona svārstības nekā augsnes piesārņojumu. Tas liecina, ka augsne Dienvidkurzemē nav tā piesārņota, lai piesārņojuma kontrolē izmantotu neitronu-aktivācijas un emisijas-spektrofotometrijas metodes. Daudz labākus rezultātus piesārņojuma areālu izdalīšanā dod ķīmisko elementu kustīgo formu izpēti (HNO_3 un HCl izvilkumā). Pēc Ni, Cr, Cd un Cu daudzuma (6.1. att.) mežu augsnes nedzīvās zemsegas horizontā izdalās Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes areāls, kas daļēji sakrīt ar sūnu biogeoķīmiskās indikācijas rezultātiem.

Apkopojot augsnes pētījumu rezultātus, izdalās vesela virkne problēmu, kas būtu jāņem vērā, turpmāk iesniedzot pētījumu rezultātus:

- Pārskatos nav dotas precīzas parauglaukumu koordinātes un to apraksts.
- Pārskatos nav noprecizēts augsnes tips un mehāniskais sastāvs, kas nedod iespēju rezultātus tālāk apstrādāt un interpretēt.
- Daudzos pārskatos nav dotas paraugu noņemšanas un analīzes metodes, kas turpmākajos pārskatos būtu obligātas.
- Latvijas Valsts ZPI "Agra" pētījumos pēc stacionāra parauglaukuma atrašanās vietas nav saprotams pētījumu mērķis.

Lai realizētu lokālā fona monitoringu, pēc mūsu domām, viens stacionārais parauglaukums jāizvieto piesārņojuma avota tiešās ietekmes zonā, otrs ārpus šīs zonas.

Kopumā Latvijas Republikas augšņu izpētē trūkst datu par augsnes dabiskā fona svārstībām. Šie pētījumi tuvākajā periodā būtu jāuzsāk.

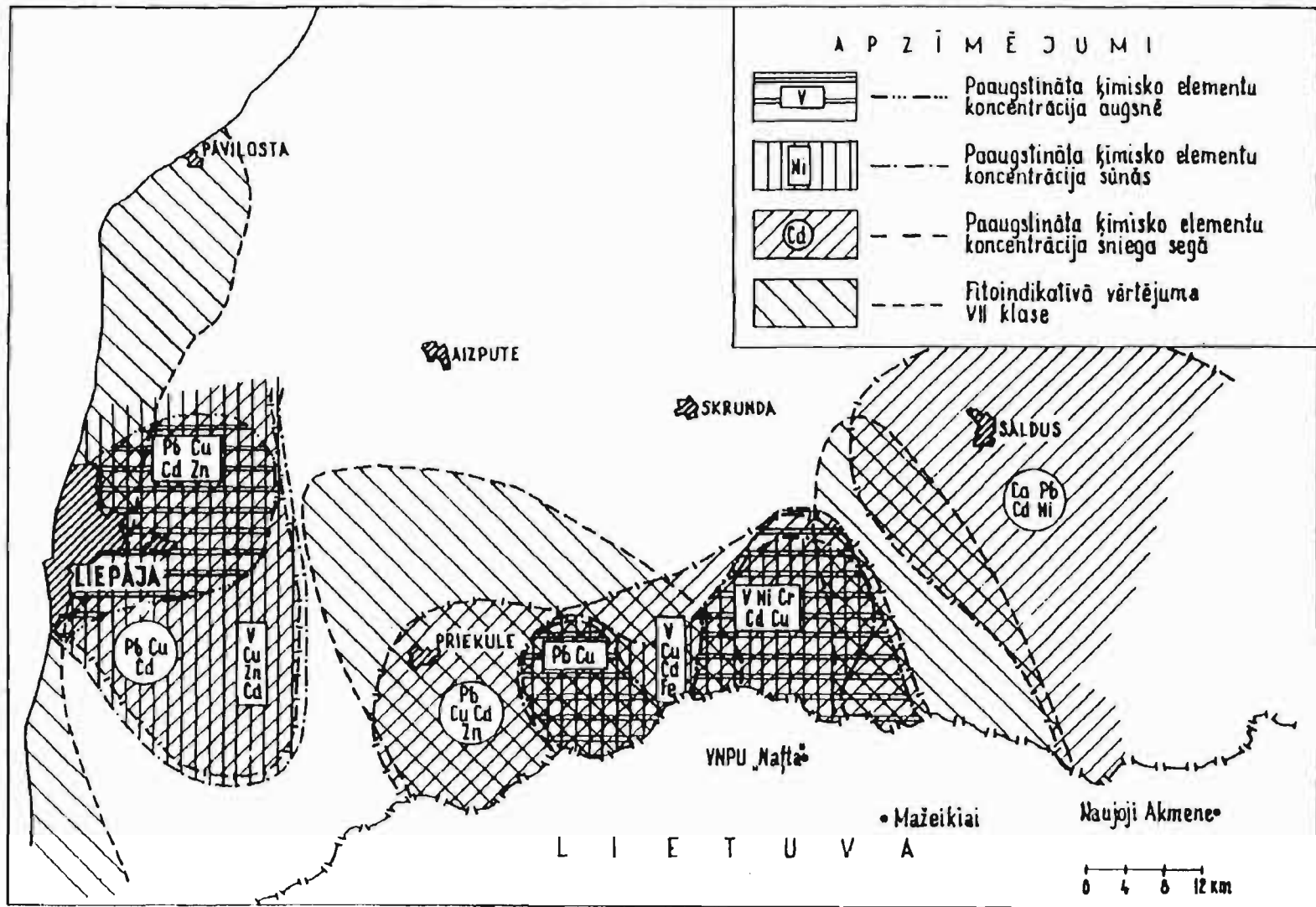
Apkopojot visus pētījumus Mažeīķu VNPU "Nafta" ietekmes areālā, redzams, ka uzņēmumu ietekmes noskaidrošanas process ir ļoti sarežģīts, ko nosaka vesela virkne priekšnoteikumu:

- daudzveidīgie dabas apstākļi ietekmes areālā;
- Mažeīķu VNPU "Nafta" sastāvā darbojošies ļoti daudzie, atšķirīgie piesārņojuma avoti;
- intensīvā lauksaimnieciskā darbība, kas ietekmē augu fizioloģisko stāvokli;

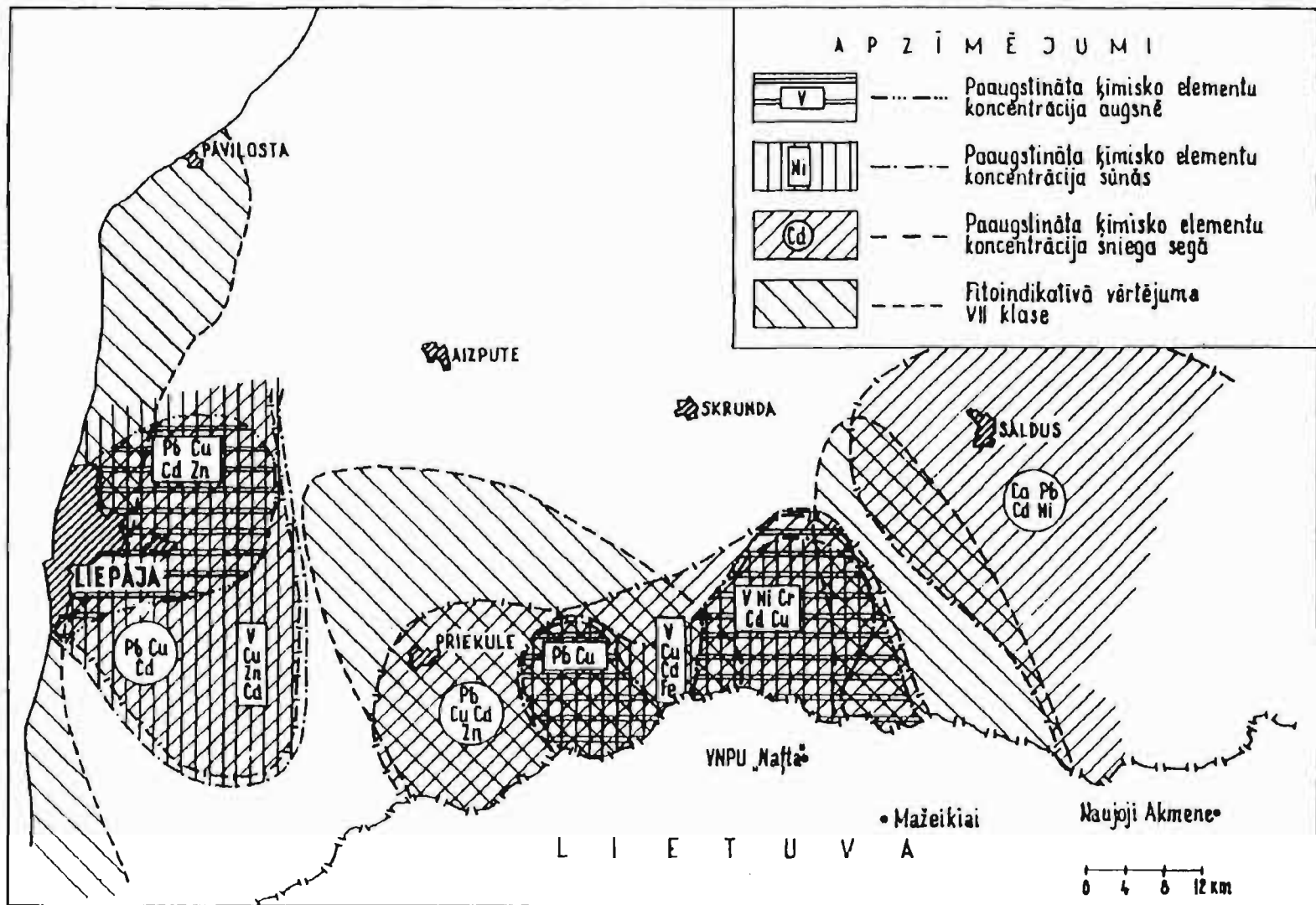
- citu piesārņojumu avotu (Vaiņodes kara lidlauku un katlu māju, Jaunakmenes būvmateriālu kombināta u.c.) izmešu pārklāšanās pār Mažeīķu VNPU uzņēmuma ietekmes zonu.

Bez iepriekš kopsavilkumā norādītajiem turpmākajiem pētījumu virzieniem Dienvidkurzemē, būtu nepieciešams veikt sniega segas ķīmiskā sastāva detaļu kartēšanu. Tas dotu iespēju atdalīt Mažeīķu, Jaunakmenes un Vaiņodes piesārņojuma areālus.

Kā parādīja daudzo pārskatu apkopojums, Dienvidkurzemē ir izveidojusies ļoti sarežģīta ekoloģiskā situācija, kas Latvijas Republikas valdībai, veicot reģionālo plānošanu, uzliek par pienākumu pievērst šim reģionam īpašu uzmanību, nepieļaujot šeit antropogēnās slodzes palielināšanos.



Integrālā ķīmiskā piesārņojuma un fitoindikativā kartoshēma.



Integrālā ķīmiskā piesārņojuma un fitoindikativā kartoshēma.

IZMANTOTO MATERIĀLU SARAKSTS

Publicētie materiāli

1. Brūmelis G. 1992. Smago metālu kartēšana Latvijā, izmantojot spīdīgo stāvsūnu (*Hylocomium splendens (Hedw.) Brid.*).- Rīga, LR VAK Pētījumu centrs.
2. Gaisa aizsardzība Latvijā. 1991.gads (gada atskaite) 1992.- Rīga, LR VAK.
3. Galeniece M. 1971. Veģetācija.- Gr.: Latvijas PSR ģeogrāfija. Rīga.- 85-95 lpp.
4. Klane V. 1971. Rietumlatvija.- Gr.: Latvijas PSR ģeogrāfija. Rīga.- 123-137 lpp.
5. Laiviņš M., Sīpols M., Riekstiņa D. 1993. Reģionālais meža monitorings. Vides monitorings Latvijā.- Rīga, LR VAK Pētījumu centrs.
6. Latvijas vides kvalitātes fitoindikatīvais vērtējums 1992. Vides monitorings Latvijā.- Rīga, LR VAK Pētījumu centrs.
7. Liepa I., Molnins P. 1992. Mažeīķu naftas pārstrādes kombināta dūmgāzu ietekme Latvijā.- Meža dzīve, 2:5 - 8.
8. Nikodemus O. 1991. Ķīmisko elementu koncentrācija *Sphagnum magellanicum Brid.* sūnā Latvijā.- Latvijas ārsts, 1991: 6.- 41-48 lpp.
9. Ryhling A., Brumelis G., Goltsova K., Kvietkus, Kubin E., Liiv S., Magnusson S., Makinen A., Pilegard K., Rasmussen L., Sander E. and Steinnes E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990.- Nord.- 38 pp.
10. Stolzer J. 1990. Zur Anatomie gesunder und durch gasformige Immissionen geschadigter Blatter von *Betula pendula Roth.*- Wiss. 2.Univ. Halle, 29 M, 5 - S. 95-101.
11. Treschav M., Anderson F.K. 1990. Plant stress from air pollution.- New York.
12. Zimdahl R.L., Skogerboe R.K. 1977. Behavior of lead in soil.- Environ. Sci. Technol. 11.- 1202-1207.
13. Бериня Д. Ж., Калвиня Л. К. 1990. Региональные фоновые выпадения соединения металлов в Латвийской ССР. Рига: Зинатне.
14. Берланд М. Е. 1985. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. - Ленинград, Гидрометеиздат. - 272 стр.
15. Глазовская М. 1988. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. - Москва, Высшая школа.
16. Мэннинг У. Дж., Федер У. А. 1985. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. - Ленинград, Гидрометеиздат.
17. Ринькис Г. Я., Освалде А. И. 1989. Доступный колориметрический метод определения содержания свинца в почвах и растениях. - Известия АН Латвийской ССР, 8: 119-123.
18. Семенченко Б. А., Белов П. Н. 1984. Метеорологические аспекты охраны природной среды. - Москва, МГУ.
19. Табака Л. В. 1977. Общая характеристика растительного покрова и геоботанические микрорайоны. В кн: Флора и растительность Латвийской ССР. Курземский геоботанический район. Рига, Зинатне, стр. 519.

Nepublicētie materiāli

1. Smago metālu un radionuklīdu daudzuma teritoriālā diferenciacija augsto purvu ekosistēmās Latvijā. Latvijas Universitātes Ekoloģiskais centrs.- Rīga, 1990.gads (atskaite).
2. Augsnes piesārņojuma kontrole, veicot sistemātisku augsnes analīzi, stacionāros novērošanas punktos Ērgļos, Olainē, kolhozā "Padomju Latvija" un Mažeīķu - Akmenes rūpnīcu piesārņojuma areālā 1990.gadā.- Latvijas Valsts ZPI "Agra", Rīga, 1991.gads (pārskats).

3. Augsnes piesārņojuma kontrole, veicot sistemātisku augsnes analīzi, stacionāros novērošanas punktos Ērgļos, Olainē, kolhozā "Padomju Latvija" un Mažeiku - Akmenes rūpniecības piesārņojuma areālā 1991.gadā.- Latvijas Valsts Agroekoloģijas zinātniskais centrs. Jelgava, 1991.gads (pārskats).

4. Latvijas dienvidu robežas ciemu atmosfēras gaisa piesārņojuma raksturojums. 1992.gada aprīlis-jūnijs.- LR Hidrometeoroloģijas pārvalde. 1992.gads (starpatskaite).

5. Atmosfēras gaisa piesārņojuma raksturojums Zaņas, Nīgrandes, Pampāļu un Ezeres ciematos (pēc 1992.gada novērojumu rezultātiem).- LR Hidrometeoroloģijas pārvalde. 1992.gads (atskaite).

6. Mažeiku naftas produktu un Jaunakmenes cementa rūpniecības piesārņojumu ietekme uz Dienvidlatvijas dabas kompleksiem.- ZRA "Silava", Latvijas Mežsaimniecības problēmu institūts. Salaspils, 1990 (atskaite).

7. Saldus rajona apkārtējās vides piesārņojuma raksturojums 1991.gadā (pēc novērojumu rezultātiem Ezeres, Zaņas, Nīgrandes, Pampāļu ciemos).- LR Hidrometeoroloģijas pārvalde. 1992.gads.

8. Mažeiku apkārtnes biogeoķīmiskā indikācija.- SIA "ZETAMAN". Rīga, 1992.g. (pārskats).

9. Vielu izmeši no stacionāriem avotiem, 1991.gads.- LR VAK sastādītās tabulas.

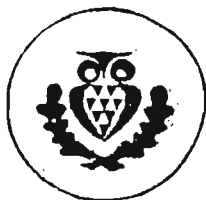
10. Инвентаризация выбросов в атмосферу предприятиями Салдуского, Добельского и Елгавского районов. ГНТц легкой промышленности -экологический центр. Рига, 1992 (отчет).

11. Саскаускене Дайва 1989. Можейский нефтеперерабатывающий завод и его влияние на окружающую среду. Рига (дипломная работа).

LATVIJAS LAUKSAIMNIECĪBAS UNIVERSITĀTE
LATVIAN UNIVERSITY of AGRICULTURE

MEŽA FAKULTĀTES
ZINĀTNISKI PRAKTISKĀS KONFERENCES
MATERIĀLI

FORESTRY DEPARTMENT
SCIENTIFICALLY PRACTICAL CONFERENCE
MATERIALS



Jelgava 1994 Jelgava

филогенетически древних, примитивных механизмов обмена веществ, энергии и информации.

Резкое изменение фенотипа - торможение роста и активация ветвления - связано с кооперативным взаимодействием ядерного и митохондриального геномов, с изменением клеточного цикла и амитотическим делением ядер в клетках полностью оформленных листьев, со специфическим изменением генетического материала и модульной экспрессии генов у растений гороха и огурцов: 1) для растений гороха характерно изменение всего ядерного генома в результате его эндоредупликации, а также нитрат/интер-клеточное ядерного генетического материала; 2) для растений огурцов - гипертрофированная амплификация генов ядрышка и экспрессия путем формирования гигантских грибовидных ядрышек и экспорт их продуктов или составных элементов в системы ближнего и дальнего транспорта.

Кампозан-М вызывает увеличение гетерогенности ДНК содержащих оргanelл и клеток, это неспецифически обеспечивает их селективный ответ и повышает жизнеспособность растений. Ультраструктура клеток мезофилла листьев растений, обработанных кампозаном-М в конце фазы торможения роста, отражает динамическое равновесие процессов мутагенеза, канцерогенеза и самонекроза. Полученные результаты позволяют предположить, что листья участвуют в координации морфогенеза растений не только путем экспорта ассимилятов и фитогормонов, но также и генетического материала.

RESULTS OF A BIOGEOINDICATIVE SURVEY USING FOREST MOSS AND SOILS IN THE OLAINĒ TERRITORY

I. Brumelis, I. Mūrnieks, O. Nikodemuss
University of Latvia

Concentrated in the city of Olaine are located two large pharmaceutical industries, a gelatin manufacturing plant, a plastic factory and a number of small industries. During 1992, atmospheric emissions were surveyed in the Olaine area using biogeoindictive methods. This was conducted using the heavy metal concentrations in the moss *Pleurozium schreberi*, the upper soil horizon, as well

standard soil agrochemical properties (pH, base saturation, etc.). The concentrations of *Cr*, *Co*, *Fe*, *Cd*, *V* and *Pb* and *Zn* in moss in most of the Olaine area do not exceed the background levels of Latvia, and southern Scandinavia. Higher concentrations in moss reaching those found around industrial centres of northern Europe were found only at 3 sampling locations (comparison with Rühling et al 1992). The city centre around the thermo-electrical facility (TEC) received the highest emissions of *Cr* (4.0 mg/kg), *Co* (3.0 mg/kg), *Cu* (10.5 mg/kg), *Fe* (2883 mg/kg), *V* (108.7 mg/kg) and *Zn* (93 mg/kg), as evidenced by concentrations in moss. The organic horizons at the sampling locations in this area also had the highest concentrations of these elements. Soils in the area had a higher mineralization rate, indicated by pH ($pH_{KCl} = 5.3$), higher exchangeable base saturation and more decomposed humus. Higher concentrations of metals in both moss and the upper soil horizon occurred in the prevailing wind direction (north-northeast) from the TEC. The spectra of metal concentrations in this area, particularly the *V* concentrations indicate that the point source of these emissions is oil combustion by the TEC.

Another point source was the toxic waste containment ponds in the northern part of the greater city area. Copper concentrations in moss here (34.7 mg/kg) reached the concentrations around major metal smelters in Scandinavia and the Kola peninsula, Russia. The moss collection sites were approximately 3-4 m above the level of liquid waste in the ponds. Around these ponds, *Cu* (28 mg/kg) and *Cr* (22 mg/kg) concentrations in the upper mineral horizons were highest in local landform depressions. Possible mechanisms for the input of these metals into the surrounding ecosystem include: 1. gaseous emissions from the ponds, 2. flooding of liquid waste or accidental spills and 3. internal ecosystem cycling via soil-roots-canopy leaching from contaminated ground water.

Relatively high copper (8.0 mg/kg) and zinc (164 mg/kg) concentrations in humus occurred close to the toxic waste incinerator. Higher rates of decomposition of organic soils were indicated close to the domestic waste up, where the burning of waste results in organic and inorganic emissions. Local forest-soils had increased levels of *Cu* (9-10 mg/kg), *Pb* (47-59 mg/kg) and *Zn* (76-115 mg/kg) in the humic horizon.

In conclusion, in the Olaine area, higher concentrations of metals and changes in agrochemical parameters occur around the TEC, and due to waste disposal and incineration. The pattern of emissions is localized around point sources, but most of the Olaine area has background levels.

Результаты биогеохимической индикации г. Олайне

В городе Олайне (Латвия) сосредоточен ряд предприятий, выбросы которых загрязняют атмосферу и накапливаются в почве: два фармацевтических завода, заводы по производству желатина и пластмасс, ТЭЦ и другие.

Для характеристики загрязнения приземного слоя атмосферы содержание тяжелых металлов (*Pb, Ni, Cr, V, Cj, Cd* и *Cu*) определялось во мхе *Pleurozium schreberi*. Содержание этих же металлов в почве определялось атомно-абсорбционным методом. В лесных экосистемах дополнительно исследовались агрохимические свойства почвы.

В лесных экосистемах города и его окрестностей были заложены 22 пробных площадки для определения уровня загрязнения мхов. Результаты анализа показали, что на 19 пробных площадках содержание тяжелых металлов не превышало уровня регионального фона Латвии, южной Швеции и Финляндии. Только на трех пробных площадках их содержание достигало уровня, характерного для промышленных зон Балтии и Скандинавии (Ruhling et.al.1992). Например, в центре города около ТЭЦ содержание *Cr* (4,0 мг / кг), *Сb* (3,0 мг / кг), *Cu* (10,5 мг / кг), *Fe* (2883 мг / кг) и *Zn* (93,0 мг / кг). На этих пробных площадках наблюдалось повышенное содержание тяжелых элементов в A_0 горизонте почвы, более интенсивные процессы минерализации и нейтрализации ($pH_{КС}$ около 5,3) и увеличение сумм обменных оснований. Как во мхе, так и в A_0 горизонте почвы техногенная аномалия имеет тенденцию распространения в северном и северо-восточном направлениях, по направлению доминирующих ветров. Спектр химических элементов свидетельствует о том, что основным источником загрязнения тяжелыми металлами в городе является ТЭЦ, которая работает на мазуте.

Аномальное содержание меди было обнаружено вокруг отстойников жидких токсических отходов. Например, содержание меди во мхе, который произрастал на близлежащей дюне, возвышающейся на 3-4 метра над отстойниками, достигало 34,7 мг / кг. Здесь же, в понижениях рельефа, констатирована высокая концентрация *Cu* (29,0 мг / кг) и *Cr* (22,4 мг / кг) в почве, очевидно из-за утечки из отстойников.

существенно высокое содержание Cd (5.0 мг/кг в 100 г ($161 \text{ нг/м}^2 \text{ кг}$)) выявлено в почве вокруг установок по сжиганию токсических отходов. Во мхе концентрация этих металлов намного ниже, что свидетельствует о реликтовом загрязнении почвы. Еще одним источником загрязнения лесных экосистем как органическими, так и неорганическими соединениями, является городская свалка, на которой происходит сжигание мусора. Содержание меди, свинца и цинка в А-горизонте достигает здесь 9.0 , 59.0 и 115.0 мг/кг соответственно.

Исследования мха и почв в городе Олайне и близлежащих местах показали, что загрязнение тяжелыми металлами имеет здесь локальный характер и сосредоточено вокруг ТЭЦ, отстойников жидких токсических отходов и городской свалки. Изменение агрохимических свойств почвы (pH_{KCl} , суммы обменных оснований и содержание органических веществ) по сравнению с фоновыми районами наблюдалось в отдельных лесных экосистемах в центре города и около городской свалки.

THE ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY IN LATVIA USING BIOINDICATION

V. Balodis

University of Latvia

In governmental practice, environmental quality is assessed using standard allowed levels. This method is important for environmental court action against polluters. However, this type of environmental assessment is far from ideal, since it does not allow for the integrated effect of multi-factors on ecosystems and is focused on human effects. Often, environmental degradation has occurred in areas where allowed levels of pollutants have not been exceeded. For example, the new forest disease in Germany occurred in regions where standard environmental assessment predicted minimal anthropogenic effect.

Recently, emphasis has been placed bioindication in environmental assessment. Ecosystems, as well as lower levels of organization, can be used to determine the integrated effect of numerous factors. A response in the negative direction indicates an immediate need to identify the factor(s) responsible.

Bioindicative and biomonitoring surveys have shown that, in general, the state of environment in Latvia is better than other European nations [Magone



SKRUNDA

**THE EFFECT OF RADIO-FREQUENCY
ELECTROMAGNETIC RADIATION ON
ORGANISMS**

**Skrunda, Latvia
17 - 21 JUNE 1994**

**Programme
Abstracts
List of Participants
Background information on Skrunda area**

DESCRIPTION OF SOILS IN THE SKRUNDA AREA

Oļģerts Nikodemus, Dept. of Geoecology and Geomorphology, University of Latvia, Alberta 10, LV 1010, Riga, LATVIA

The chemistry of surface soils often indicates changes in ecosystems, including the extent of environmental pollution. The forest soils of the Skrunda area were studied to determine if there is any evidence of pollution sources. Plots were established in pine forests types (*Vacciniosa*, *Myrtillosa*, *Hylocomiosa*, *Sphagnosa*) and spruce types (*Oxalidosa*) in the Skrunda area, as well as further along transects to known pollution sources at Mazeikiai oil refinery, Lithuania, and the Liepāja metal smelter.

The forest soils around Skrunda are extremely variable and include (Latvia classification with FAO UNESCO, 1990, in brackets): organic soils (Cambic or Carbic podsols), typic podsols (Cambic or Haplic podsols), typic podsolised gleysols (Gleyic Podsols), Humic Podsols (Dystric podsoluvisols) and humic gleysols (Dystric gleysols or Mollic gleysols). Soil texture is sand, clay sands and sand clays.

Most pine forests around Skrunda are acidic. The pH (KCl) of humus and mineral horizon are 3.0 and 3.0 - 5.1, respectively. In the *Vacciniosa* type forests, Typic Podsolised sands dominate, which have a high hydrolytic acidity in humus (63.3 - 94.4mg.equ/100g). Base saturation is less than 30%. These levels are typical of Latvia. The concentrations of elements in soils were extremely variable between horizons and between forest types (Nikodemus, Brūmelis, 1993). The mean concentrations in the soils are given in Table 1a and 1b.

Element concentrations (mg/kg) in forest soils O (OA) and B horizon

Table 1a

Elem.	O or OA ₁ horizon					
	PT	PgT	P	Pv	Pg	VG
Ni	5.3	5.3	7.7	2.7	11.9	13.1
Co	1.2	1.0	2.3	4.1	4.6	4.4
B	8.9	10.9	16.3	26.2	25.7	32.4
Ba	106	80	202	266	166	304
Ti	463	615	1387	2173	2475	2546
V	11.8	14.7	18.1	30.0	37.8	44.3
Cr	6.7	8.9	17.6	28.6	25.8	28.2
Cu	4.2	8.2	7.3	8.8	6.8	8.1
Pb	28.8	32.4	28.9	22.0	29.7	15.7
Mn	207	148	408	1540	477	386

Background information on Skrunda area

Table 1b

Elem.	B horizon					
	PT	PgT	P	Pv	Pg	VG
Ni	8.2	8.6	10.0	18.0	15.5	27.2
Co	3.0	3.7	3.7	5.9	6.6	8.3
B	23.5	24.2	25.1	38.3	47.8	46.2
Ba	277	346	317	390	339	386
Ti	2076	2325	1927	2611	3859	4181
V	14.2	30.3	17.3	43.9	68.4	86.5
Cr	21.6	25.5	21.4	39.0	45.3	50.7
Cu	3.5	4.5	4.3	9.5	10.3	9.5
Pb	10.2	10.3	9.4	12.0	10.0	10.9
Mn	160	189	300	571	327	356

Soil types:	PT	- organic podsoles
	PgT	- organic podsolised gleysols
	P	- typic podsoles
	Pv	- humic podsoles
	Pg	- typic podsolised gleysols
	VG	- humic podsolised gleysols or gleysols

The natural variability due to texture, organic content etc. in the upper and B horizons is much higher than anthropogenic variability. This is well seen in the mapped V concentrations in Figure 2. V concentrations are generally higher in a 24 km radius around the Mazeikiai oil refinery, but are also high in plots close to Skrunda with high clay (> 40% of total weight) contents. The correlations between clay content and element concentrations were mostly high: $r = 0.87(V)$, $0.91(B)$, $0.80(Ti)$, $0.59(Ni)$ and $0.52(Cr)$. There is no evidence, from these results of metal emissions around the Skrunda RLS. Exchangeable Al^{3+} concentrations in the Skrunda soils varied from 0.11 to 1.5 mg equ./100g. similar to Latvia in general. Hence, it seems that none of the investigated factors have affected the ecosystems close to Skrunda.

Literature

1. Soil Map of the World. Revised Legend. - Food and agricultural organisation of the UN, Rome, 1990.
2. O. Nikodemus, G. Brūmelis. 1993. Mažeikū rūpniecības objektu ietekme uz ķīmisko elementu koncentrāciju sūnās un mežu augsnēs Latvijā. Latvijas Zinātņu Akadēmijas Vēstis. Nr. 9, 58.-64. lpp.

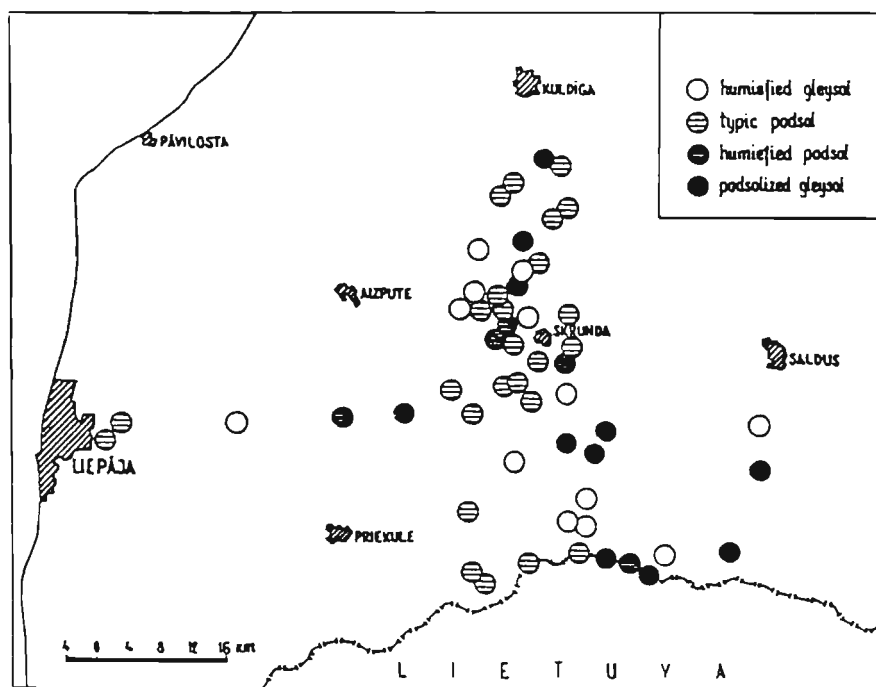


Fig. 1. Soil types in sampling locations in pine forests around Skrunða.

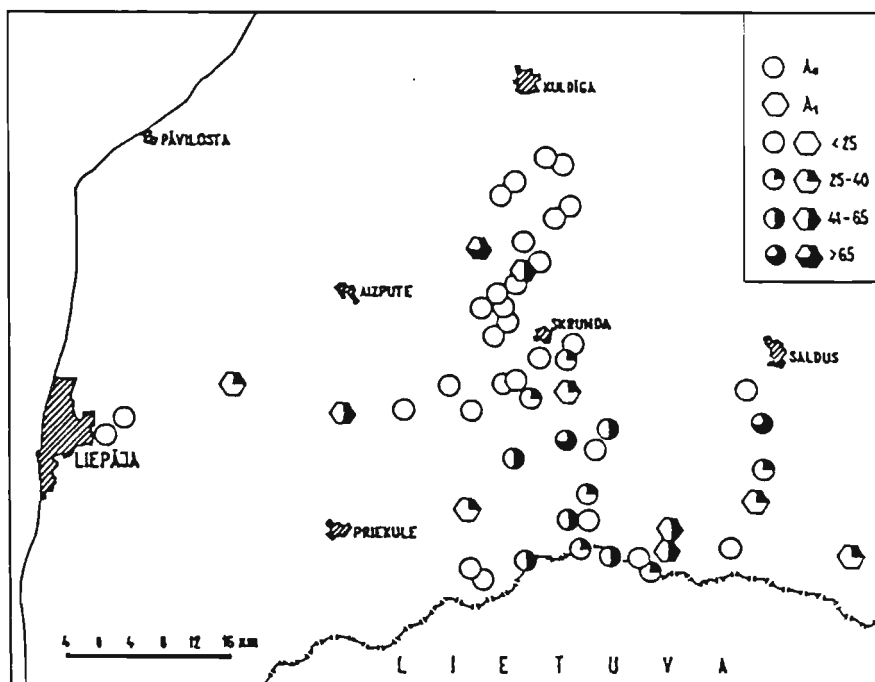


Fig. 2. Total V concentrations (mg/kg) in upper humus horizon.

ATMOSPHERIC DEPOSITION IN THE SKRUNDA AREA

Oļģerts Nikodemus¹ and Guntis Brūmelis². ¹Dept. of Geoecology and Geomorphology, University of Latvia, Alberta 10, LV 1010, Riga, LATVIA; ²Dept. of Botany and Ecology, University of Latvia, Kronvalda 4, LV 1842, Riga, LATVIA

The concentrations of elements in forest soils and moss in the Skrunda area have been studied from 1991 - 1993. At sampling locations soil samples by horizon and moss (*Hylocomium splendens* and/or *Pleurozium schreberi*) were collected for analysis of elements to give some idea of the potential sources of deposition that could affect the forests around the Skrunda radar. Initially, the two most obvious candidates as major polluters were the metal smelting industry at Liepāja and the oil refinery in Mazeikiai, Lithuania. Forests with a dominant *Pinus sylvestris* overstorey were chosen. Total Cu, Zn, Fe, Pb, Ca and Cd concentrations in moss were measured with AAS, but V with colorimetry. Soils were analysed for Cu, Pb, Sn, Cr, Zn, Ni, Co, Mn, B, Ti, La, Y, Yb, P, V, Sr, Ga, Zr, Ba concentrations with emission spectrophotometry and for Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, Cr (IM HCl extract) with AAS.

Topsoil concentrations were more related to natural factors such as clay content and forest type. The concentrations in thick humus on podsolised soils seemed somewhat related to the known pollution sources but the effects were not very obvious. Moss total concentrations were best related to the pollution sources and could be used to identify the zones of deposition from local sources. The Vanadium concentrations close to the Mazeikiai oil refinery reached 9.5 mg/kg, three times higher than normal levels (Nikodemus and Brūmelis, 1993). Elevated metal levels were found up to about 10 to 15 km from the Lithuanian border radially from the Mazeikiai oil refinery, but levels around Skrunda were background (Figure 1). This metal is a good indicator of the combustion of oil, in which its natural levels are high. Around Liepāja, the Zn concentrations in moss were above 150 mg/kg. In comparison, these levels in Nordic Europe are found only in one other region, the zinc smelter at Odda Norway (Ruhling et al. 1992). Background levels are 40 - 50 mg/kg, which were also found around Skrunda. None of the element concentrations in moss or soil indicated any sign of deposition in the Skrunda area above background levels.

In 1989, *Sphagnum magellanicum* ¹³⁷Cs concentrations in Latvia's raised bogs were used to explore fallout from the Chernobyl Nuclear Reactor meltdown (Filipovičs and Nikodemus, 1993). Rain events after the accident that were associated with the radioactive cloud were major east of Latvia and in Scandinavia, but were fortunately extremely minor in Latvia, and they were associated with some highlands and the coastal area. Thus, while countries in front of and after Latvia in the direction of the North - West moving radioactive cloud received much fallout, Latvia was spared. Skrunda is situated in one of the areas where some rain

showers occurred and hence ^{137}Cs concentrations in *Sphagnum* there were increased by a factor of 2, but far from levels that would cause worry. Similar results were found in a forest monitoring project (Laiviņš et al., 1993).

References

- Laiviņš M., M. Sīpols and D. Riekstiņš. 1993. Reģionālais Meža Monitorings. Rīga, Latvia, 149 pp.
- Filipovičs J., and O. Nikodēmus. 1993. Radionuklīdi Latvijas teritorijā. Latvijas Ārsts, 2: 204-213.
- Nikodēmus O. and G. Brūmelis. 1993. Mažeikiņu rūpniecības objektu ietekme uz ķīmisko elementu koncentrāciju sūnās un meža augsnēs Latvijā. Proceedings of the Latvian Academy of Science, 9:58-64.
- Ruhling A., G. Brūmelis, (and 10 other authors). 1992. Atmospheric Heavy Metal Deposition in Northern Europe, 1990. NORD 1992:12, 39 pp.

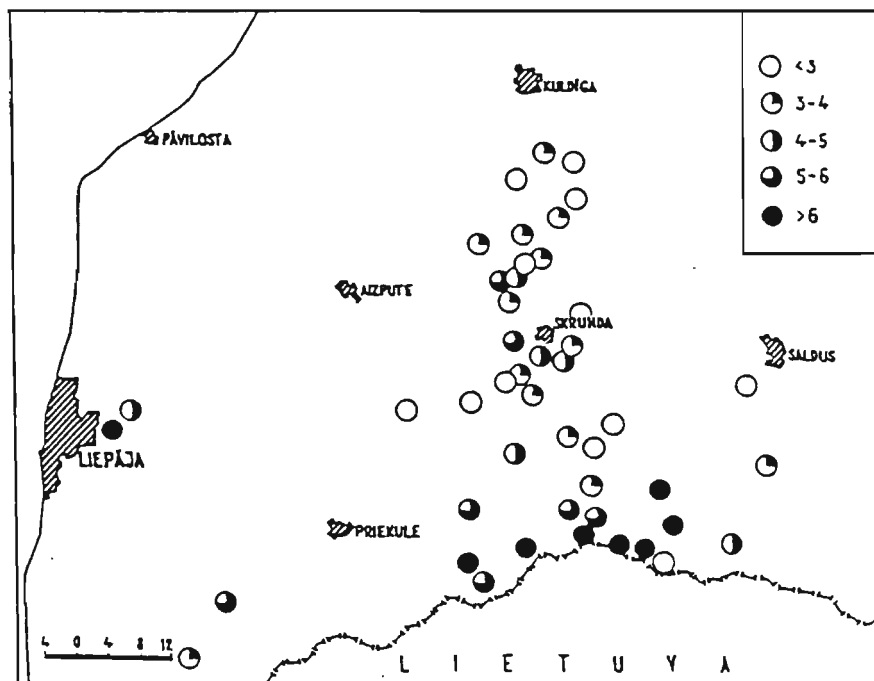


Fig. 1. V concentrations (mg/kg) in *Pleurozium schreberi* moss in Kurzeme.

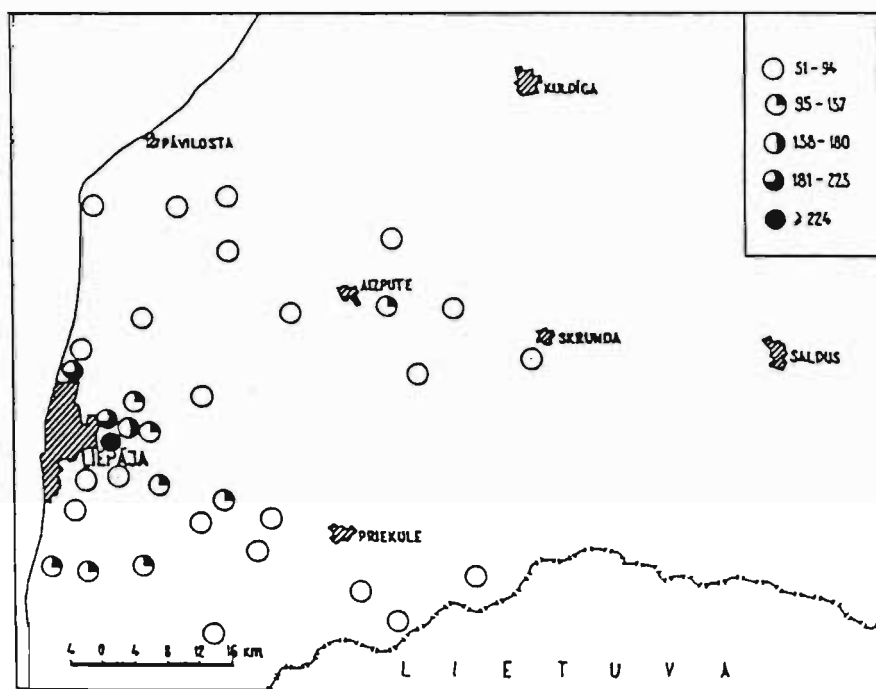


Fig. 2. Zn concentrations in *Hylocomium splendens* moss in Kurzeme.

Biological monitoring in Latvia using moss and soil: Problems in the partitioning of anthropogenic and natural effects

G. Brumelis¹, & O. Nikodemus²

¹*Department of Botany and Ecology, Faculty of Biology, University of Latvia,
Kronvalda 4, Riga, LV 1842, Latvia*

²*Department of Environmental Protection, Faculty of Geography,
University of Latvia, Alberta iela 10, Riga, LV 1010, Latvia*

Keywords: soil types, forest types, heavy metals

1. Introduction

Mosses have been widely used as bioindicators of atmospheric deposition (Ruhling and Tyler, 1971; Folkeson, 1979, 1981; Pilegaard, 1979; Rasmussen and Johnsen, 1976; Ruhling *et al.*, 1992). The suitability of this method requires that; a. the moss species used is dependent upon precipitation for nutrient input; b. metals are absorbed and retained by the moss and; c. that other sources of metal input are minimal.

After testing of various species as bioindicators, the feathermosses *Hylocomium splendens* (Hedw.) BSG and *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. have been reported to be the most suitable for heavy metal surveys, due to their wide distribution and their dependence on rainfall for nutrients (Folkeson, 1979). Ruhling and Tyler (1970) demonstrated differences in the sorption and retention of heavy metals by the moss *H. splendens* using leaching experiments. The moss technique was determined to be most suitable for copper and lead, and the least suitable for manganese. Recent work indicates that the acidification of throughfall by the canopy, as well as ecosystem metal fluxes, vary between forest community types (Berggren, 1990). Other sources of metal input, besides precipitation, contribute to the levels in moss (Ross, 1990; Steinnes, 1985; Steinnes *et al.*, 1991). Thus, the interpretation of results from a moss survey of heavy metals should include an assessment of the contribution of metals from other sources besides atmospheric deposition.

The effect of sources other than direct atmospheric deposition can be minimized by imposing strict criteria for site selection. However, to achieve an adequate sampling net in large scale international or national surveys, it is often not possible to locate suitable sampling sites. Thus, the practical use of this method may require loosening the sample criteria. Difficulty in locating the particular bioindicator in some areas may also occur. The use of the organic layer or the upper mineral horizon of soils for practical heavy metal monitoring is an advantage in the ease of collection, but may not be suitable due to background variation in concentrations. In this study, *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* moss, the organic layer and the upper mineral horizon were collected from *Pinus sylvestris* community types in a small country (64,600 km²), Latvia. The effects of soil and forest ecosystem types on heavy metal concentrations were determined, to assess the suitability of these indicators for practical use.

2. Study Area

Latvia, located on the Eastern European Plain adjacent to the Baltic Sea, has a topography formed as a result of pleistocene ice sheets. Lowlands and uplands range from 0 to 312 m above sea level. The climate is best described as either temperate-continental or a transition from oceanic to continental. Podsollic soils predominate in the country.

3. Methods

3.1 Field collection

During the summer and fall of 1990, three samples of *H. splendens* were collected from each of 81 *Pinus sylvestris* (Scot's pine) stands distributed throughout Latvia. Sampling intensity was increased in areas with suspected atmospheric deposition sources. Three replicates were collected, each consisting of three 15 cm x 15 cm patches of moss, from an area of at least 20 m². *H. splendens* was collected as far as possible from the edges of tree canopies. However, in certain regions, where *Picea abies* dominates, *H. splendens* was only found growing close to the canopy drip zone.

During 1991, more intensive monitoring of heavy metals was conducted in southwestern Latvia. This area was chosen due to known local sources of atmospheric emissions. *Pleurozium schreberi*, the organic layer and the upper mineral horizon were collected from the sites. Moss was collected as described earlier. Complete soil pits were dug and soils were classified following Mezals (1980). Around each pit, five samples (10 cm x 10 cm surface area) of the organic layer were removed down to the mineral horizon, which were later mixed. The fibric, mesic and humic components were not separated. One grab sample of the upper mineral horizon was taken from each pit.

Sample sites were classified following the Latvian forest ecosystem classification. This classification was originally developed in the early 1900's based on Braun-Blanquet methods, but subsequently has been modified to suit forest management and ecological research (Buss 1987). It includes soil and vegetation factors, and is related to animal communities.

3.2 Sample analysis

Moss samples were dried at 40 degrees C and forest litter was removed using clean hands. The last three complete growth increments were used for analysis. Samples (2 g) were digested to completion in boiling nitric acid. In *Hylocomium splendens*, the metals Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, and Pb were determined using AAS (Perkin Elmer 403). Cu, Fe, Pb, and Mn were determined in *Pleurozium schreberi* samples. Soil samples were air dried, sieved (1mm mesh) and dry ashed at 450 degrees Celsius for 4.5 hours. The total concentrations of Ti, B, V, Cr, Co, Cu and Pb were determined in soil samples using an emission spectrograph ISP-28 and ISP-30.

One way analysis of variance was conducted for the concentrations of each element in moss, the organic layer and the upper mineral horizon to determine if differences exist between forest types and soil types.

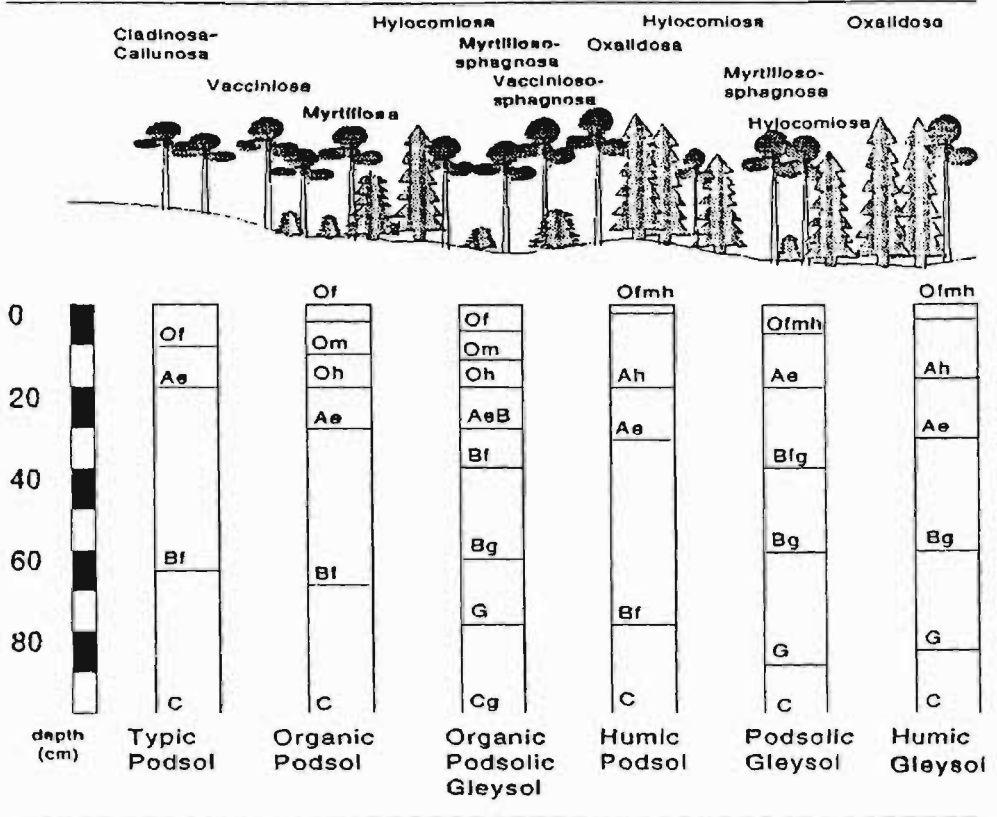


Fig. 1. Schematic representation of forest ecosystem type and soil types. The landform topography and relative canopy heights are indicated.

4. Results

4.1 Forest and soil types

Sampling sites were located in seven forest types and six soil types. Each of the surveys (national and local) included only five forest types. For each forest and soil type, the sampled sites were distributed throughout the area studied. Sites were found in both regions close to anthropogenic emissions and unpolluted areas. The over-representation of a particular type in one region was not observed.

Forest stands ranged from monoculture *P. sylvestris* on sands with a ground cover of feathermoss, to mostly *P. abies* forests with hardwoods and a ground cover of dense herbs and grass. The Cladinosa-callunosa type is characterized by pine monocultures with *Calluna vulgaris*, lichens and *Vaccinium vitis-idaea* in the understorey. Stands located on sands with a *P. abies* understorey are classified as the Vacciniosa type. Here, *Vaccinium vitis-idaea* and *V. myrtillus* with diffuse lichens and *Calluna vulgaris* are common. *P. abies* reaches the *P. sylvestris* overstorey in the Myrtillosa type and the herb ground cover is increased and more diverse than in the previous types. Sites with an increased component of *Picea abies* are classified as Hylocomiosa. The Vacciniosphagnosa and Myrtillosa-sphagnosa types are similar to the Vacciniosa and Hylocomiosa types respectively, but occur on wet soils and *Sphagnum* spp. are found. The Oxalidosa type includes *P. abies* stands with scattered to no *P. sylvestris*. Soils are rich well-aerated sandy loams. *Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus* and graminoids form the ground cover.

Figure 1 shows the relationship between the forest ecosystem and soil classifications, along a landscape gradient. Typic podsoles have a thick poorly decomposed organic layer and are associated with the Cladinosa-callunosa and Vacciniosa types. An organic layer separated into fibric, mesic and humic horizons characterizes organic podsoles and organic podsollic gleysols. Organic podsoles are dry and support the Hylocomiosa and Myrtillosa types. Decomposition is faster in humic podsoles and a humified upper mineral horizon is found. Thus, the vegetation is richer with a Hylocomiosa or Oxalidosa forest. Organic podsollic gleysols are more wet with an accumulating organic layer, and *Sphagnum* species are found. Podsollic gleysols are rich moist soils where *Sphagnum* species may or may not be found. The richest soils are humic gleysols which support the Oxalidosa type.

4.2 Statistical analysis

Homoscedasticity was indicated for all elements by a Bartlett's test.

4.2.1 Differences between forest ecosystem types

One Way Analysis of Variance indicates significant differences between forest types for Cu, Pb, Fe, Mn, Cr and Ni concentrations in *Hylocomium splendens* (table 1). The concentrations of heavy metals in *H. splendens* were higher in the rich mesotrophic Oxalidosa type with a dominant *P. abies* canopy. With the exception of the mobile element Mn, the forest types differed in metal concentrations in moss by up to a factor of two. The lowest concentrations were found in the nutrient poor Cladinosa-callunosa type, characterized by a sparse canopy. However, no significant differences in the metal concentrations in *P. schreberi* between forest types were observed in the intensive survey of south-western Latvia. These results are not presented.

Differences in the accumulation of some metals (Co, B, Ti and Cr) in the organic layer varied by up to 380 percent between forest types (table 2). Similar to the concentrations in moss, the organic layer in rich forest types accumulated more metals. Cu concentrations did not differ significantly. The metal concentrations in the upper mineral horizon are less variable between forest types, and only Pb concentrations differed significantly (table 3).

Table 1. Heavy metal concentrations in *Hylocomium splendens*, grouped by forest ecotype. Significance levels, means, standard deviations and sample sizes are given. Ecosystem type codes: Cc - Cladinosocallunosa; Va - Vacciniosa; Vs - Vaccinioso-sphagnosa; H - Hylocomiosa; O - Oxalidosa. Concentrations are given in mg kg⁻¹.

		Forest ecosystem type				
		Cc	Va	Vs (mg kg ⁻¹)	H	O
Cu	p<0.001					
	mean	6.1	6.8	6.1	6.7	8.7
	SD	1.3	1.6	1.9	1.7	1.3
Pb	p<0.001					
	mean	18.2	20.8	18.3	19.3	24.8
	SD	3.4	5.9	4.9	4.0	4.3
Fe	p<0.001					
	mean	439	504	420	446	641
	SD	129	137	186	158	181
Mn	p<0.001					
	mean	210	321	250	328	572
	SD	99	165	140	165	349
Cr	p<0.01					
	mean	2.7	3.2	3.1	2.8	3.4
	SD	0.8	0.8	1.0	0.6	0.8
Ni	p<0.01					
	mean	3.7	4.0	3.8	3.9	4.6
	SD	1.0	0.8	0.8	0.6	1.2
Cd	n. s.					
	mean	0.38	0.39	0.39	0.38	0.41
	SD	0.07	0.07	0.06	0.07	0.07
Co	n. s.					
	mean	2.9	3.1	3.0	2.9	3.2
	SD	0.4	0.5	0.4	0.4	0.7
n		24	27	9	14	7

4.2.2 Differences between soil types

The concentrations of metals in *P. schreberi* did not differ significantly between soil types (not presented). However, significant differences occurred for metal concentrations (Co, B, Ti, and Cr) in the organic layer and the upper mineral horizon (tables 2 and 3). The magnitude of these differences (200% to 600%) was higher than those between forest ecosystem types; indicating a tighter correlation between the metal concentrations and soil types. Lower concentrations were observed in soil types with deep organic layers (typic podsoles, organic podsoles and organic podsollic gleysols). No significant differences were observed in the concentrations of Pb and Cu in both the organic layer and the upper mineral horizon between soil types.

Table 2. The concentrations of metals in the humus layer of soils, grouped by the soil type or forest ecosystem type. Significance levels, means and standard deviations are given. Legend: SOIL TYPES: OP – organic podsol; OPG – organic podsollic gleysol; P – typic podsol; HP – humic podsol; HP – podsollic gleysol; HG – humic gleysol. FOREST ECOTYPES: Va – Vacciniosa; MS – Myrtilloso-sphagnosa; M – Myrtillosa; H – Hylocomiosa; O – Oxalidosa. Concentrations are given in mg kg⁻¹.

	Soil type						Forest Ecosystem type				
	OP	OPG	P mg kg ⁻¹	HP mg kg ⁻¹	PG	HG	Va	MS	M mg kg ⁻¹	H	O
Co	p<0.001						p<0.01				
mean	1.2	1.0	2.3	4.1	4.6	4.4	1.2	1.2	1.8	3.3	4.0
SD	0.4	0.3	0.3	1.5	0.7	0.6	0.3	0.5	0.4	0.4	0.7
B	p<0.001						p<0.001				
mean	8.9	10.9	16.3	26.2	25.7	32.4	8.8	10.8	13.4	23.8	24.6
SD	1.7	1.5	1.6	4.5	3.0	3.0	1.2	2.8	2.4	2.0	2.7
Tl	p<0.001						p<0.001				
mean	463	615	1387	2173	2475	2546	546	697	931	2054	2087
SD	93	148	201	396	350	357	74	316	200	242	267
V	p<0.01						n.s.				
mean	11.8	14.7	19.1	30.0	37.8	44.3	12.4	12.1	13.6	26.3	35.1
SD	2.7	2.6	4.5	6.0	9.0	6.2	2.5	3.3	1.7	4.5	6.1
Cr	p<0.01						p<0.01				
mean	6.7	8.9	17.6	28.6	25.8	28.2	8.7	9.5	12.4	21.5	26.9
SD	1.0	1.5	2.5	8.8	4.0	3.6	1.3	3.7	2.2	2.4	4.1
Cu	n.s.						n.s.				
mean	4.2	8.2	7.3	8.8	6.8	8.1	8.5	6.7	6.6	6.0	8.7
SD	1.0	2.8	0.9	2.7	0.9	0.8	2.2	2.1	1.4	0.6	1.3
Pb	n.s.						p<0.05				
mean	28.8	32.4	28.9	22.0	29.7	15.7	36.4	29.0	33.6	19.3	26.4
SD	3.1	5.3	3.1	2.1	7.0	1.5	4.4	4.1	4.0	1.3	4.0
n=	6	6	23	7	7	9	6	5	9	19	19

5. Discussion

Other sources besides atmospheric deposition are known to contribute to the heavy metal composition of moss (Steinnes *et al.*, 1991): a. the natural cycling process, particularly the deposition of emissions from marine sources, b. leaching from the tree canopy and understorey vegetation, c. leaching from litter fall and d. windblown mineral particles. All of these factors will likely amplify the metal concentrations in the organic layer, which is subject to accumulation for longer periods of time. The lowest concentrations in *H. splendens* and the organic layer were found in the *Cladinocallunosa*, *Vacciniosa*, *Vacciniosa-sphagnosa* and *Myrtillosa* types. These types are relatively free from understorey woody, herb and graminoid vegetation, and have diffuse tree canopies. Moss samples can be easily collected in open patches where precipitation can fall without interception by other vegetation. Litter fall, which can add to the mineral loading, is minimal. The organic layer is thick, and the mixing of soil

Table 3. The concentrations of metals in the upper mineral horizon of soils grouped by the soil type or forest ecosystem type. Significance levels, means and standard deviations are given Legend: SOIL TYPES: OP - organic podsol; OPG - organic podsollic gleysol; P - typic podsol; HP - humic podsol; HP - podsollic gleysol; HG - humic gleysol. FOREST ECOTYPES: Va - Vacciniosa; MS - Myrtilloso-sphagnosa; M - Myrtillosa; H - Hylocomiosa; O - Oxalidosa. Concentrations are given in mg kg⁻¹.

	Soil type						Forest Ecosystem type				
	OP	OPG	P mg kg ⁻¹	HP	PG	HG	Va	MS	M mg kg ⁻¹	H	O
Co	p<0.001						n.s.				
mean	3.0	3.7	3.7	5.9	6.6	8.3	3.2	5.2	4.7	4.7	5.7
SD	0.1	0.7	0.2	1.5	1.2	1.3	0.2	2.2	1.1	0.5	0.8
B	p<0.001						n.s.				
mean	23.5	24.2	25.1	38.3	47.8	46.2	21.2	33.2	24.2	32.4	39.9
SD	2.1	2.4	1.1	8.5	7.3	5.5	1.3	13.1	1.1	2.9	3.9
Ti	p<0.001						n.s.				
mean	2076	2325	1927	2611	3859	4181	1677	2097	2130	2658	3339
SD	316	263	143	257	680	757	231	387	249	213	485
V	p<0.005						n.s.				
mean	14.2	30.3	17.3	43.9	68.4	86.5	11.8	54.8	29.3	36.3	49.0
SD	1.2	12.3	1.7	16.9	19.9	16.5	1.2	25.3	13.4	7.1	11.4
Cr	p<0.005						n.s.				
mean	21.6	25.5	21.4	39.0	45.3	50.7	16.3	34.9	28.1	33.9	34.4
SD	2.1	5.9	2.0	10.8	9.0	10.1	1.5	16.8	8.0	3.8	5.4
Cu	p<0.001						n.s.				
mean	3.5	4.5	4.3	9.5	10.3	9.5	3.9	7.2	6.5	6.5	6.9
SD	0.7	0.7	0.4	2.3	1.8	1.8	0.3	3.3	2.1	0.7	1.1
Pb	n.s.						p<0.05				
mean	10.2	10.3	9.4	12.0	10.0	10.9	10.5	14.1	9.4	10.3	9.3
SD	1.2	0.8	0.5	2.2	1.2	1.1	0.8	2.8	0.8	0.5	0.7
n=	6	6	23	7	7	9	6	5	9	19	19

particles with moss and the organic layer by soil fauna is less likely. The highest concentrations of metals in *H. splendens* and the organic layer were found in the Oxalidosa and Hylocomiosa types, where *H. splendens* can be found only under and close to the *P. abies* canopy. Also, the understorey vegetation is the densest in this type. Minerals obtained by root uptake of trees may be leached onto the moss ground cover and the organic layer. Similarly, additions may occur from leaching from herb and graminoid vegetation, and from the copious amounts of litter fall. The organic layer is thin and contamination by soil particles may also occur. Also, heavy metals are likely concentrated in the organic layer of richer forests due to higher decomposition rates.

No ecosystem or soil effects were observed in the local *P. schreberi* survey. This indicates that the variation in concentrations due to atmospheric deposition from local sources is higher than from other biotic and abiotic sources. The area of south western Latvia, (where these samples were collected), include large point sources of atmospheric emissions (oil refinery, cement producer, metal smelter). However, when sam-

ples were collected on a larger scale in a national survey of background levels of atmospheric deposition using *H. splendens*, the ecosystem effect was evident (Table 1). If the *Oxalidosora* type is removed from the data set, the ecosystem effect is no longer significant. Generally, the background variation in the concentrations of metals in feather mosses is in the same range as that due to anthropogenic sources in Latvia. When the organic layer is used for heavy metal monitoring, the background variation is increased relative to that due to atmospheric emission. Sites with a thin organic layer and increased clay content (podsollic gleysols and humic gleysols) were more variable (table 2). The organic layer of these site types is undoubtedly more contaminated by soil particles, which increases the metal concentrations.

Mapping of heavy metals was conducted using the metal concentrations of the organic layer and *P. schreberi* collected only from the soil types with a thick organic layer (typic podsols, organic podsols and organic podsollic gleysols) in south western Latvia (Nikodemus and Brumelis, 1993). Although the natural variation in this data subset was still high (mean concentrations varied by up to a factor of 2 or more), the effect from pollution sources was significantly higher. Maps were produced which showed an explainable pattern of atmospheric deposition from known industrial sources. If only the most common soil type in this region was used (typic podsols), the maps did not have adequate resolution to distinguish local point sources of pollution.

The ecosystem effect was not evident for the total metal concentrations in the upper mineral horizon. Here, the total concentrations are due to natural levels which vary between soil types, and the variation due to atmospheric deposition is minimal. The clay content of these soils best correlates with the concentrations of elements such as Cr, Ti, B and Ba.

Theoretically, a bioindicative survey of heavy metals using moss or the organic layer should be restricted to only one strictly defined type. Preferably, this chosen ecosystem should have a sparse canopy and thick organic layer. However, if narrow restrictions are made on the adequacy of sampling sites, even within the small area of Latvia, a heavy metal survey with a sufficiently dense sampling net using *H. splendens*, *P. schreberi* or organic layer as a bioindicator is not possible. For example, the preferred *Cladinosa-callunosa* type is only found along the coast and in a few inland areas. Raised peat bogs, which are most dependent on incident rainfall for nutrient uptake and have minimal vegetation, are likely the best sampling site type. However, their spatial distribution in Latvia and Europe does not allow good resolution of heavy metal distribution.

The problem of uniform site type is likely to be more acute in large international surveys. For example, the heavy metal mapping of Scandinavia (Ruhling and Tyler, 1971) or Nordic Europe (Ruhling *et al.*, 1987; 1992) involved a geographic distribution from southern temperate mixed-wood forests, through boreal coniferous forests, to Arctic heath and peatland. The effect of ecosystem type on the metal flux in soil horizons has been demonstrated (Berggren *et al.* 1990). Cycling of Cd and Pb contributed to the metal input to the soil surface from root uptake, canopy leaching and litter fall. Steinnes (1985) determined that the zinc concentration of moss was too high to be explained by atmospheric deposition alone. In areas far from point sources, chromium concentrations in moss were found to be related to soil dust (Ross 1990, Steinnes 1991).

While a component from sources of heavy metal input other than atmospheric deposition was indicated in this survey, the moss and organic layer survey methods appear sufficiently sensitive to indicate the major pollution point sources in Latvia when the site types with extreme concentrations are removed. In Europe, the concentrations due

to atmospheric deposition from major point sources are usually increased to such an extent that noise from other sources is muffled. The purpose of regional (national or international) surveys is, for the most part, to locate these major point surveys. Interpretation of results often ignores or cannot resolve other variations. On the other hand, since Latvia lacks point sources of the magnitude found in neighbouring industrial countries, the relative effect of the deposition component from sources other than atmospheric pollution was enhanced allowing the determination of the ecosystem and soil effect. Clearly, before large scale surveys are conducted, the natural variation should be quantified and compared to that from anthropogenic sources. Thus, site selection criteria could be developed that allow a dense enough sampling net, but do not result in spurious data due to natural sources.

6. Summary

Concentrations of heavy metals (Cu, Pb, Fe, Mn, Cr, Ni, Cd, Co, B, Ti, and Zn) were determined in *Hylocomium splendens*, and the organic layer of soil collected from *Pinus sylvestris* stands in Latvia. In a local regional survey of south-west Latvia, samples of *Pleurozium schreberi* were similarly analyzed. Sampled sites were classified into forest ecosystem types and soil types. Differences occur in the concentrations of heavy metals in *Hylocomium splendens* and the organic layer between *Pinus sylvestris* forest types. An effect of soil type on the concentrations was observed for *H. splendens*, the organic layer and the upper mineral horizon. No significant differences were found in total concentrations of metals in *P. schreberi* between soil or forest types in the local survey. The differences between forest and soil types in the concentrations of metals in moss and the organic layer are suggested to be due to the heavy metal input component from natural sources such as leaching from the tree canopy, understorey vegetation, litter fall, mixing with soil particles, and differences in the rate of decomposition. Variation of total metal concentrations in the upper mineral horizon is due to natural variation between soil types. Before conducting heavy metal surveys, site selection criteria must be adjusted to attain an adequate balance between extending criteria to allow better mapping resolution and minimizing the effect of background variation.

Acknowledgements

Appreciation is extended to V. Balodis and I. Magone for their helpful comments, and the bioindication laboratory personnel and students at the Faculty of Biology for field and lab assistance. This work was partially financed by the Environmental Protection Committee, Council of Ministers, Latvia.

References

- Berggren, D., B. Bergkvist, Falkengren-Grerup, L. Folkesson & G. Tyler, 1990. Metal solubility and pathways in acidified forest ecosystems of South Sweden. *Sci. of the Total Env.* 96:103-114.
- Buss, M., 1987. Meza tipologia. In M. Buss and J. Vanags (ed.), *Latvijas Meži*, pp. 72-81. Avots, Riga, Latvia.
- Folkesson, L., 1979. Interspecies calibration of heavy metal concentration in nine mosses and lichens: Applicability to deposition measurements. *Water, Air and Soil Poll.* 11:253-260.

- Folkesson, L., 1981. Impact of air-borne copper and zinc pollution on lichen and bryophyte vegetation near a brass foundry. *Silva Fenn.* 15:446-449.
- Mezals, G., 1980. *Meza Augšnes Zinatne*. Zvaigzne, Riga, 234pp.
- Nikodemus, O. & G. Brumelis, 1993. The effect of the Mazeikiai industry on chemical element concentrations in moss and forest soil in Latvia. Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, *Vestis*, 9:58-63.
- Pilegaard, K., 1979. Heavy metals in bulk precipitation and transplanted *Hypogymnia physodes* and *Dicranoweisia circuta*, in the vicinity of a Danish steelworks. *Water, Air and Soil Poll.* 11:77-91.
- Rasmussen, L. & I. Johnsen, 1976. Uptake of minerals, particularly metals by epiphytic *Hypnum cupressiforme*. *Oikos*, 27:483-487.
- Ross, H., 1990. On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating trace metal deposition. *Water, Air and Soil Poll.* 50:63-76.
- Ruhling, A. & G. Tyler, 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos*, 21:92-97.
- Ruhling, A. & G. Tyler, 1971. Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia. *J. Appl. Ecol.* 8:497-507.
- Ruhling, A., L. Rasmussen, K. Pilegaard, A. Makinen & E. Steinnes, 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 monitored by moss analysis. *Nord.* 1987:21, 44pp.
- Ruhling, A., G. Brumelis, N. Goltsova, K. Kvietskus, E. Kubin, S. Liiv, S. Magnusson, A. Makinen, K. Pilegaard, L. Rasmussen, E. Sander & E. Steinnes, 1992. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe. *Nord.* 1992:12, 41pp.
- Steinnes, E., 1985. Use of mosses in heavy metal deposition studies. EMEP/CCC-Report 3/85.
- Steinnes, E., J. P. Rambaek & J. E. Hansen, 1991. Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as a biomonitor. *Chemosphere*, 25:735-752.

LATVIJAS LAUKSAIMNIECĪBAS UNIVERSITĀTE
Meža fakultāte

MEŽZINĀTNE

Meža nozares augstākās izglītības
75. gadu jubilejai veltītās
zinātniski praktiskās konferences
materiāli

LLU
Jelgava 1995

zemsegas ķīmiskā sastāva. Elementu akumulēšanās atšķirīgā intensitātē kokaugos ir skaldrojama ar augsnes īpašību veicinošo vai bremzējošo ietekmi šo elementu uzņemšanā.

Zemsegā konstatēta ķīmisko elementu infrastruktūras agregācija (*Co; Fe; Sm; As; La; Ce; Th; Hf* u.c.). To veidošanos var izskaidrot ar piesārņotājvielas komponentstruktūras specifiku atsevišķās industrijas sfērās. Ķīmisko elementu akumulācija nedzīvajā zemsegā ir individuāla. Pamatcēlonis ir augsnes ķīmiskais sastāvs nevis gaisa piesārņojums.

Lai raksturotu koku pieaugumu izmaiņas, ir aprēķināti ikgadējie augstuma, caurmēra un krājas pieaugumi pēdējos 20 gados. Pieaugumu svārstības visos parauglaukumos ir līdzīgas, neatkarīgi no to izvietojuma. Tas liecina par kādu kopīgu letekmes veida īstenošanos. Iespējams, ka šāda letekme, kas izpaužas telpā no Ventspils līdz Strenčiem, ir gaisa piesārņojums.

Saistībā ar koksnes pieaugumu un vainagu veselības stāvokli novērotas tendences:

- 1) jo lielāka defoliācija, jo lielāki pieaugumi;
- 2) jo lielāki pieaugumi, jo mazāka dehromācija.

Pirmā tendence, iespējams, ir saistīta ar koku degradācijas gaitas (piesārņojuma letekmē) kvantitatīvo lūzumu (skuju zudums līdz 25%). Pētniecības darbu gaitā izvirzās vairākas teorētiski neskaidras problēmas:

1. Kvalitatīvo punktu izdalīšana koku fizioloģiskā stāvokļa pasliktināšanās gaitā. (Mūsu dati liecina, ka pastāv divi šādi punkti. Viens - kur mainās pieaugumi, otrs - kur šķirās dehromācija).
2. Precizēt piesārņotājvielu akumulēšanās ceļu nedzīvajā zemsegā. (Mūsu dati liecina, ka vispirms tiek piesārņota augsne, tad augi, visbeidzot tiem atmirstot piesārņojas nedzīvā zemsega).
3. Izzināt ķīmisko elementu agregācijas cēloņsakarības.

PIRMIE PĒTĪJUMU REZULTĀTI RUCAVAS UN TAURENES INTEGRĀLĀ MONITORINGA STACIJĀS LATVIJĀ

O. NIKODEMUS, G. BRŪMELIS
Latvijas Universitāte

Latvijas Republikā Konvekcijas "Par pārrobežu gaisa piesārņojumu pānesi lielos attālumos" ietvaros un, lai kontrolētu dažāda līmeņa ekosistēmu izmaiņu reģionālā fona apstākļos izveidotas divas integrālā monitoringa stacijas - Rucavā un Taurenē.

Galvenie integrālā monitoringa uzdevumi ir:

- piesārņojuma līmeņa noteikšana dažādās vidēs un ekosistēmas komponentos;
- piesārņojuma ietekmes īpatnību un ekosistēmas atbildes reakcijas noskaidrošana;
- vides izmaiņu prognozēšana, ņemot vērā pārrobežu piesārņojuma lielumu un klimatu dinamiku (Luļko I., Frolova M., 1994).

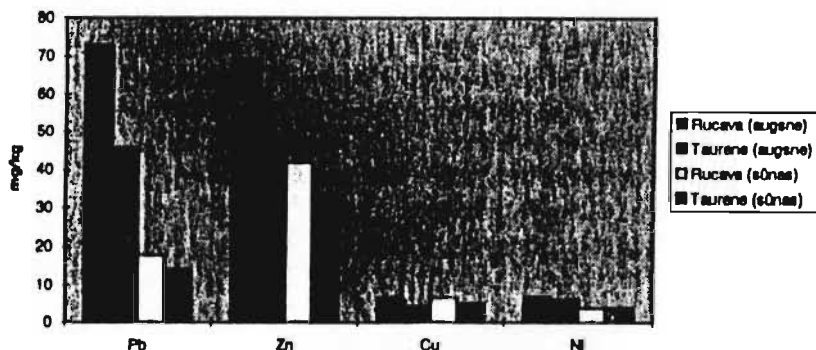
Integrālā monitoringa staciju izvietojumā levēroti sekojoši principi:

- minimāla saimnieciskās darbības un lokālo piesārņojuma avotu ietekme;
- viss monitoringa ūdens baseins atrodas mežā;
- fona novērojuma iespēja minētajos rajonos (Latvijai sevišķi aktuāls reģions pārrobežu piesārņojuma kontrolē ir Dienvidrietumkurzeme);
- iepriekšēju novērojumu esamība (Rucavā - EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) programmas ietvaros veikta pārrobežu piesārņojuma kontrole).

Pamatojoties uz integrālā monitoringa uzdevumiem un izvietojuma principiem, monitoringa stacijas 1994. gadā ierīkotas Dzērbenes un Rucavas mežniecību Līgupes labās pietekas un Tauriņu ezera pietekas baseinos. Latvijā integrālā monitoringa pētījumus koordinē

Hidrometeoroloģijas pārvalde. Pētījumu metodika balstās uz starptautisko integrālā monitoringa programmu (Manual for Integrated Monitoring, 1993).

Augsnes un veģetācijas izpētes parauglaukumi iekārtoti priežu audzēs (*Vaccinio vitis-idaca-Pinetum*) uz tipiskā podzola augsnēm. Pirmie pētījumu rezultāti parāda, ka Rucavas parauglaukumos piesārņojuma pārrobežu pārmēses rezultātā novērojama daudz lielāka antropogēnā slodze nekā Taurenē.

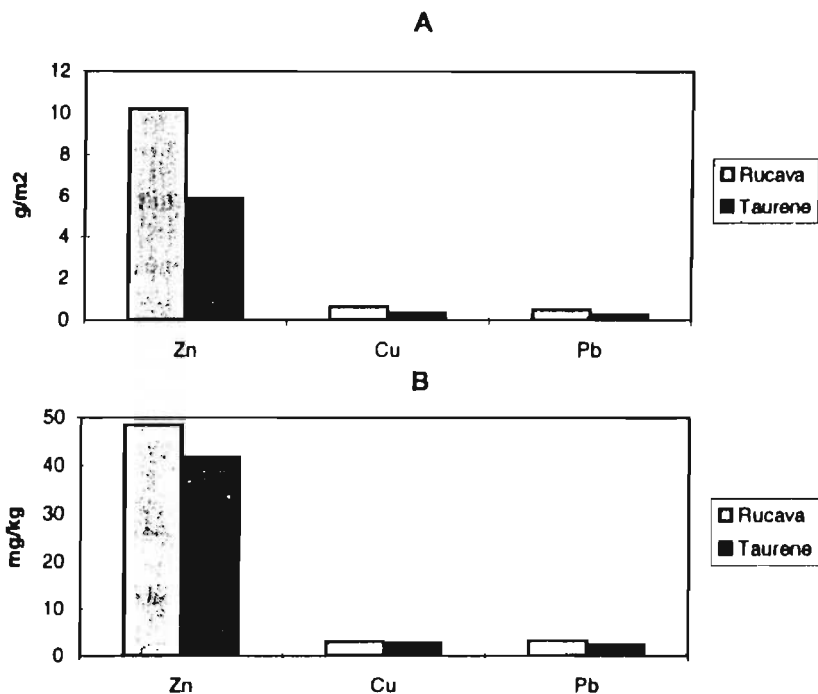


1.att. Pb, Zn, Cu un Ni koncentrācija (mg/kg) sūnās un augsnes nedzīvās zemsegas horizontā Rucavā un Taurenē, 1994.

Salīdzinot Rucavas un Taurenes stacijās iegūtos rezultātus (1.att.), redzams, ka augsnes nedzīvās zemsegas horizontā un sūnās smagie metāli Rucavā ir vairāk (*Pb*-1.6, *Zn*-1.8, *Cu*-1.5, *Ni*-1.1 reizes). Tipisko podzolu augšņu nedzīvās zemsegas horizontā elementu koncentrācijas starpība starp Rucavu un Taureni ir daudz lielāka nekā sūnā. Tas apliecina, ka Rucavā reģionālā fona piesārņojuma līmenis ir ilgstoši daudz augstāks nekā Vidzemes centrālajā daļā. Salīdzinājumā ar Somijas Integrālā monitoringa stacijās iegūtajiem rezultātiem, Rucavas stacijā svina koncentrācija augsnes O horizontā ir divas reizes augstāka (Starr M., 1995). Augsnes minerālajos horizontos nav novērojamas būtiskas smago metālu koncentrācijas atšķirības starp Rucavu un Taureni.

Laboratorijā izanalizējot M. Laiviņa savāktās meža nobiras, konstatējam, ka meža nobiras Rucavā satur daudz vairāk ķīmisko

elementu nekā Taurenē. Koncentrāciju starpību vēl vairāk palielina nobiru masas starpība (Taurenē-134.477 g/m², Rucavā-192.953g/m²). Līdz ar to Rucavā ar nobirām vasarā un rudenī izsēžās gandrīz divas reizes vairāk smago metālu nekā Taurenē (2. att.). Pirmie monitoringa pētījumu rezultāti parāda, ka piesārņojuma



2.att. Pb, Zn, Cu un Ni koncentrācija meža nobirās (A - g/m², B - mg/kg).

pārrobežu pāmeses rezultātā būtiski atšķiras reģionālais piesārņojuma fons Latvijā, kas izpaužās augsnes un augu ķīmiskā sastāvā.

THE RESULTS FROM THE RUCAVA AND TAURENE INTEGRATED MONITORING STATIONS, LATVIA

As a result of the Latvian Republics Convention, "On trans-boundary long-distance air pollution transport", to assess the changes in ecosystems at various levels, two integrated monitoring stations have been set up - Rucava and Taurene.

The main goals of Integrated monitoring are to:

- determine pollution levels in various environmental and ecosystem components;
- determine pollution effects and reactions of ecosystems;
- prediction of ecosystem changes, taking into account the level of pollution and climate (Lujko I., Frolova, M., 1994).

The locations of stations were chosen to:

- minimise local pollution effects and activities;
- the entire water basin must be forested;
- background conditions can be measured (in Latvia it is important to monitor southern Kurzeme);
- past monitoring (Rucava - European Monitoring and Evolution Programme).

In 1994, monitoring stations were set up in the Dzērbene (the right tributary of Līgupe River) and Rucava (Tauriņu Lake Basin) Forestry Districts. The stations are managed by the Latvian Hydrometeorological Department and the measurements follow the "Manual for Integrated Monitoring, 1993".

Plots for the study of soil and vegetation were set up in pine stands (*Vaccinio vitis-idaea* - *Pinetum*) on podsols. The results show that the pollution levels at Rucava are much higher than Taurene (Figure 1). In the organic horizon of soils, at Rucava heavy metal levels are higher (*Pb*-1.6, *Zn*-1.8, *Cu*-1.5, *Ni*-1.1 times). In the organic layer, these differ-

ences are higher than in moss, indicating that these effects have been long-term. In comparison with the respective data in Finnish stations, Pb concentrations at Rucava are 2 times higher (Starr M., 1995). In the mineral horizons, Levels are similar between Rucava and Taurene. Forest litter, collected by M.Laiviņš, also has higher levels of pollutants at Rucava than Taurene, which is magnified by the biomass of litterfall (Taurene-134.5 g/m², Rucava-193.0 g/m²). Therefore, at Rucava, almost two-times more pollution is deposited than at Taurene (Figure 2).

Latvijas Universitātes
54.zinātniskā konference

GEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU SEKCIJA

**1995 TĒZES
UN
PROGRAMMAS**

Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte

sadarībā ar

Baltec Associates, Inc.
Ģeoloģijas institūtu
Latvijas Ģeoloģijas dienestu
Latvijas Ģeogrāfijas biedrību
Latvijas Ģeologu Savienību

**21.-22.septembris, 1995
Latvijas Universitāte, Rīga**

RĪGAS TERITORIJAS SEISMOTEKTONISKĀ RAJONĒŠANA

Georgs NARBUTS, pensionēts ģeologs

ANO pasludinājusi 1991.-2000.gadus par desmitgadi, kurā jāsamazina dabas katastrofu izraisītie zaudējumi. Eksogēno un tektonisko ģeodinamisko procesu aktivizācija un globālais raksturs pašreizējā Zemes attīstības etapā ļauj secināt, ka šo procesu attīstības prognozēšana ar nolūku samazināt izraisītās negatīvās sekas, ir nozīmīgs uzdevums. Problēma ir aktuāla arī Rīgas teritorijā, kura atrodas seismiski aktīvā apgabalā (A.H.Боборыкин, 1968; А.А.Никонов и Х.Х.Сильвазэ, 1968). Referāta autora pilsētas teritorijā veiktie ģeoloģiskie pētījumi apstiprina tās ievērojamu tektonisko aktivitāti neotektoniskajā etapā. Sakarā ar neotektoniskajiem procesiem pleistocēna-holocēna laikposmā notika vairākkārtējas tektoniskās uzbūves izmaiņas un zemestrīces, ko izsauca, galvenokārt, dziļlūzumu, kas atrodas zem pilsētas, aktivizācija. Plaisu morfoloģijas analīze liecina par stīpes spriegumiem iēžos, kas samazina iēžu masīvu izturību. Bez tam atsevišķos pilsētas rajonos uz iēžu masīviem ir arī diezgan ievērojama tehnogēnā slodze. Tas viss ļauj uzskatīt pilsētas aizsardzību pret dabas katastrofām par aktuālu uzdevumu. Izmantojot ģeoloģisko pētījumu datus, kas veikti mērogā 1:25000, lineāro ģeoloģisko elementu, ko izraisījusi, galvenokārt, pārrāvumtektonika, analīzi, kā specializētus plaisainības pētījumus, referāta autors piedāvā pilsētas rajonēšanas shematisku karti pēc iēžu masīvu nestspējas. Šos datus var izmantot pilsētceltniecības praksē. Izdalīti sevišķi bīstami pilsētas iecirkņi, kas atrodas dziļlūzumu iespaida zonās, kur nepieciešama īpaša kontrole par tehnisko slodzi un pazemes ūdens guvi pilsētas vajadzībām.

Tā kā pilsētas teritorija ir seismiski bīstama, piedāvāto karti var izmantot, lai nopamatuot dažādu celtnu nepieciešamo seismisko noturību. Referāta mērķis - vērst uzmanību uz ļoti svarīgo pilsētas seismiskuma problēmu. Piedāvātā specializētu pārrāvumtektonikas pētījumu metodika var kļūt par lītomonitoringa sastāvdaļu pilsētas teritorijā, izstrādājot inženierlēmumu un tehnisku pasākumu nepieciešamības kompleksu prognozi celtniecības jomā, kas, savukārt, pazeminās ģeoloģisku risku.

KURZEMES VIDES PIESĀRŅOJUMA BIOĢEOĶĪMISKĀS INDIKĀCIJAS
REZULTĀTI

Olģerts NIKODEMUS, Latvijas Universitāte, Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte,

Raīņa bulv. 19, Rīga, LV 1586, Latvija

Guntis BRŪMELIS, Pēteris ŠARKOVSKIS, Latvijas Universitāte, Bioloģijas fakultāte,

Raīņa bulv. 19, Rīga, LV 1586, Latvija

Agrāk veiktās Latvijas biogeokīmiskās kartēšanas rezultāti, par atmosfēras sārgu vielu sorbentu izmantojot sūnu *Sphagnum magellanicum* Brid. (O.Nikodemus, 1991) un *Hylocomium splendens* (Hedw.) Brid. (G.Brūmelis, 1992, A.Rühling, 1994), parādīja, ka Latvijā Dienvidrietumkurzemē raksturīgs ļoti augsts piesārņojuma līmenis. Šajā sakarā, lai noskaidrotu potenciālos piesārņojuma avotus un precizētu to ietekmes zonu, 1993. un 1994.gadā Dienvidrietumkurzemē veikta augsnes, sūnas un priežu mizas biogeokīmiskā indikācija, nosakot šajos sorbentos smagos metālus. Ar atomabsorbācijas metodi noteikta Cu, Zn, Pb, Cd, Cd, Mg, Mn, Ni un citu elementu koncentrācija.

Liepājas rūpniecības objektu un autotransporta radītā piesārņojuma teritoriālo izkliedi raksturo Zn, Pb, Cu, Cr, daļēji Ni un Co koncentrācija augsnes nedzīvajā zemsegā (0 horizontā); Cu, Zn, Fe, Ni, Pb un V koncentrācija sūnās, kā arī Pb, Zn, Cu, Fe un Ca koncentrācija priežu mizā. Pētījumu rezultātā konstatēts, ka Liepājas maksimālā ietekme sniedzas līdz 20 km attālumam no pilsētas centra austrumu un ziemeļrietumu virzienā.

Atsevišķi elementi (Zn, Cu u.c.), pateicoties lielajiem vēju ātrumiem piekrastē, izplatās pat 30-40 km lielā attālumā. Salīdzinot smago metālu daudzumu sūnā Liepājas apkārtnē ar Eiropas sūnas kartēšanas rezultātiem (A.Rühling, 1994), konstatēta, ka Zn, Cu u.c. elementu koncentrācija pilsētas tiešā tuvumā ir viens no augstākajām Baltijas un Ziemeļu valstīs. Mežu augsnes iluviālā (B) horizontā Liepājas tuvumā ķīmisko elementu koncentrācija nav būtiski izmainījusies.

Otra antropogēnā biogeoķīmiskā anomālija augsnē un sūnās Dienvidrietumkurzemē izveidojusies Rucavas un Nīcas pagastos. Tās avots ir pārrobežu piesārņojuma pārnese no Eiropas rūpnieciskajiem reģioniem. Sūnās *Hylacomium splendens* smago metālu paaugstinātā koncentrācija, salīdzinot ar Baltijas valstu reģionālo fonu, konstatēta sekojošiem elementiem: Cd, Cu, Fe, Pb, V un Zn.

AIZSARGĀJAMO ĢEOLOĢISKO VEIDOJUMU NOVĒRTĒŠANAS TEORIJA UN PRAKSE

Dainis OZOLS, Ziemeļvidzemes reģionālais dabas aizsardzības komplekss, vides speciālists, ģeologs

Katram aizsargājamam ģeoloģiskam veidojumam (AĢV) ir tā pastāvēšanas forma, kas ir gandrīz tas pats, kas ģeomorfoloģiskā forma. Piemēram, atsegums, paugurs, ala, atsevišķs akmens, avots u.tml. Šī forma ietver sevī to vai citu saturu. AĢV var būt aizsargājams kā formas, tā satura īpašības dēļ.

Tiek piedāvāts novērtēt sekojošus AĢV formas un satura parametrus:

I. FORMA

1. *Tipiskums*. Cik uzskatāmi veidojums atspoguļo to radījušo procesu, kā tas var tikt izmantots izglītojošiem mērķiem.

2. *Unikalitāte*. Cik liela, reta, izteiksmīga ir šī forma valsts, reģiona, vietējā mērogā.

3. *Estētiskais* kvalitātes.

II. SATURS

1. *Stratigrāfiskās un paleontoloģiskās vērtības*.

2. *Struktūras un tekstūras*.

3. *Dažādu vielas rangū vērtības un īpatnības* - ķīmiskās, mineroloģiskās, petrogrāfiskās.

4. *Patlaban notiekoši reti un izteiksmīgi ģeoloģiski procesi*.

5. *Citu zinātņu vērtības* (bioloģija, vēsture), *saimnieciskā nozīmība* (tūrisms, rekreācija).

Katru parametru novērtē ģeometriskā piecballu sistēmā, 0-1-2-4-8, lai izceltu tieši lielāko vērtību lomu. Balles pa visiem parametriem summē.

Iegūtā punktu summa, kā arī summa, kas normēta ar aizsargājamas teritorijas platību, ir objektīvs AĢV novērtējums.

Atsevišķi jāņem vērā tāds parametrs kā *ievainojamība*.

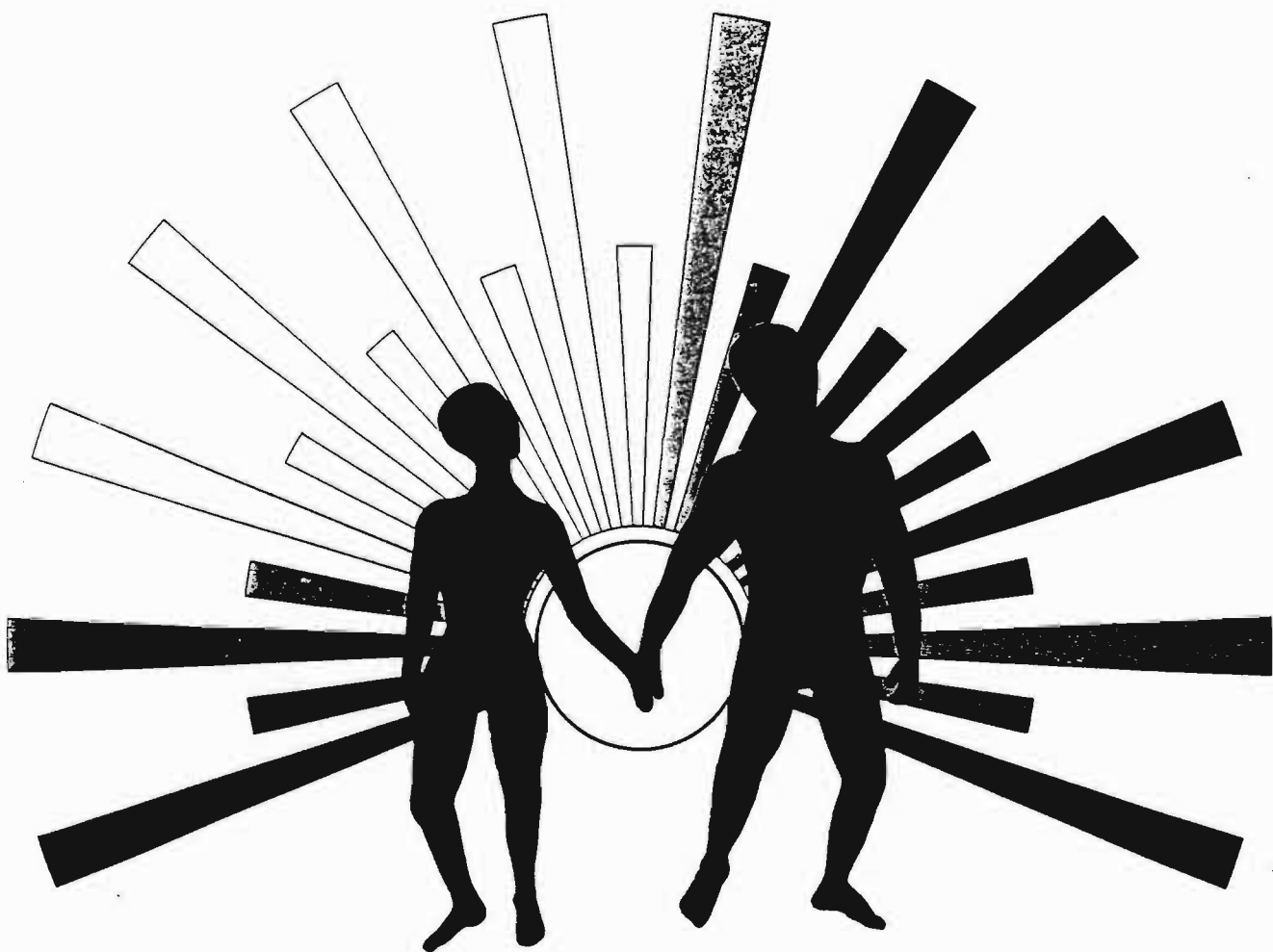
AĢV tiek arī aprakstīti, fotodokumentēti. Iegūtā, kā arī fondu un literatūras informācija ir noformēta perfokartē.

Jau veiktā virknes AĢV novērtēšana Ziemeļvidzemē ļauj objektīvi spriest par nepieciešamo aizsardzības režīmu.

Šāda virziena darba aktualitāti nosaka patreizējais īpašuma tiesību maiņas process.

the Science of the Total Environment

An International Journal for Scientific Research
into the Environment and its Relationship with Man



SPECIAL ISSUE
EFFECTS OF RF-RADIATION
ON ORGANISMS

Does the Skrunda Radio Location Station diminish the radial growth of pine trees?

Valdis Balodis*, Guntis Brūmelis, Kārlis Kalviškis, Oļģerts Nikodemus,
Didzis Tjarve, Vija Znotiņa

Department of Botany and Ecology, University of Latvia, Kronvalda blvd. 4, LV 1842 Riga, Latvia

Abstract

The Skrunda Radio Location Station (RLS), which has operated continuously for more than 20 years, has created a unique area for the study of pulse radio-frequency electromagnetic field effects. Trees were chosen to assess these effects. Since 1990, permanent plots have been established in pine forest stands around the Skrunda RLS and in control areas. The dynamics of tree growth changes were analysed using retrospective tree ring data. There is a statistically significant ($P < 0.01$) negative correlation between the relative additional increment in tree growth and the intensity of the electric field. The radial growth of pine trees has diminished in all plots that received electromagnetic radiation. This decrease in growth began after 1970, which coincided with the start of operation of the Skrunda RLS, and was subsequently observed throughout the period of study. The effects of many other environmental and anthropogenic factors were evaluated, but no significant effects on tree growth were observed.

Keywords: Radio-frequency electromagnetic radiation; Radars; Tree rings; Dendroecology

1. Introduction

The question of whether weak radio-frequency (RF) electromagnetic fields pose risks continues to divide researchers into opposing, even antagonistic, camps. If any effects of RF radiation on living organisms exist, then they are hard to prove. Thus, the most suitable organisms for investigation must be chosen, and original methods are required.

In the present paper, trees were chosen to assess the effects of Skrunda Radio Location Station (RLS) electromagnetic radiation. Essential physiological processes, such as assimilation, cell division and growth, mineral nutrition and others, occur in every tree and are affected by the environment in a hundred square meter surrounding area. Therefore, trees are particularly sensitive and react to environmental changes. Tree growth is fixed in increments (tree rings) and thus the measured increments indicate positive or negative environmental conditions. A suitable tree ring chronological method has been developed in

* Corresponding author

Latvia that allows the determination of the effect of various environmental factors [1]. Multidisciplinary research, based on tree ring analysis, has been conducted in forest ecosystems around Skrunda since 1990. Tree ring dynamics are described in the present paper for a 30-year period (1959–1988), and changes are discussed in relation to electromagnetic radiation as well as geomorphologic, hydrological, silvicultural, edaphic, chemical and radioactive factors.

2. Subjects and methods

2.1. Skrunda Radio Location Station

The impulse type Skrunda RLS for space control, located in the Venta River Valley, has operated continuously since 1971. It is composed of two sectors, each with receiving-transmitting apparatus that ensure the RLS function in four independent sectors. The transmission parameters of the Skrunda RLS are: (1) pulse power of

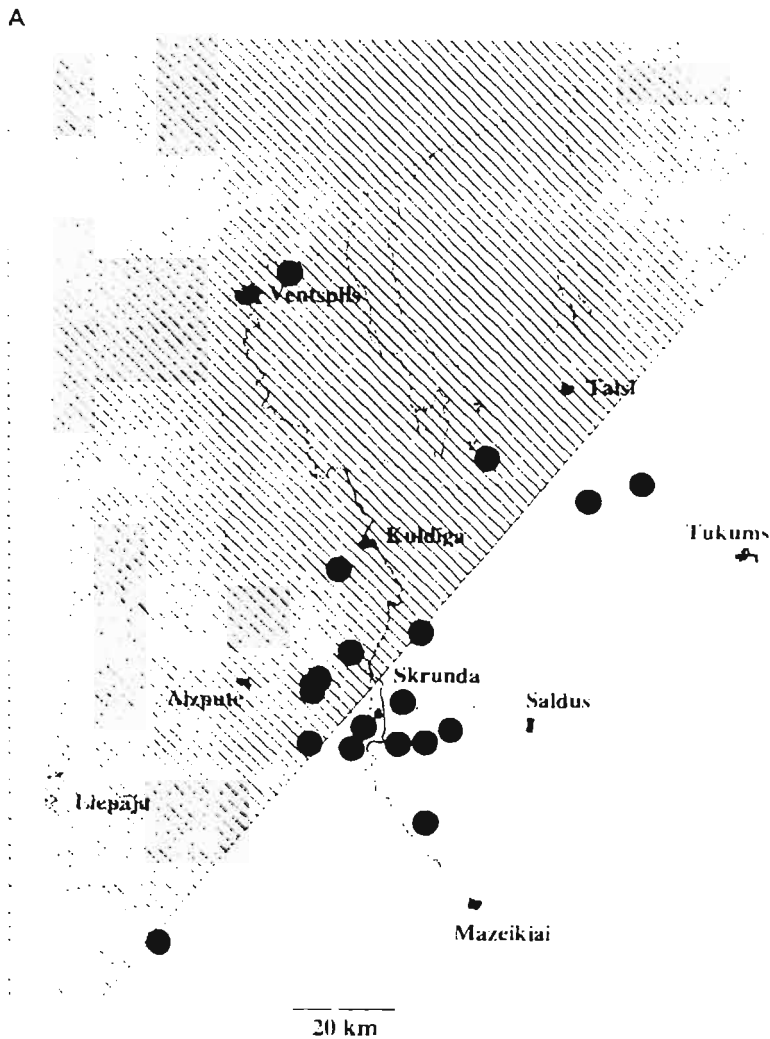


Fig. 1.A.

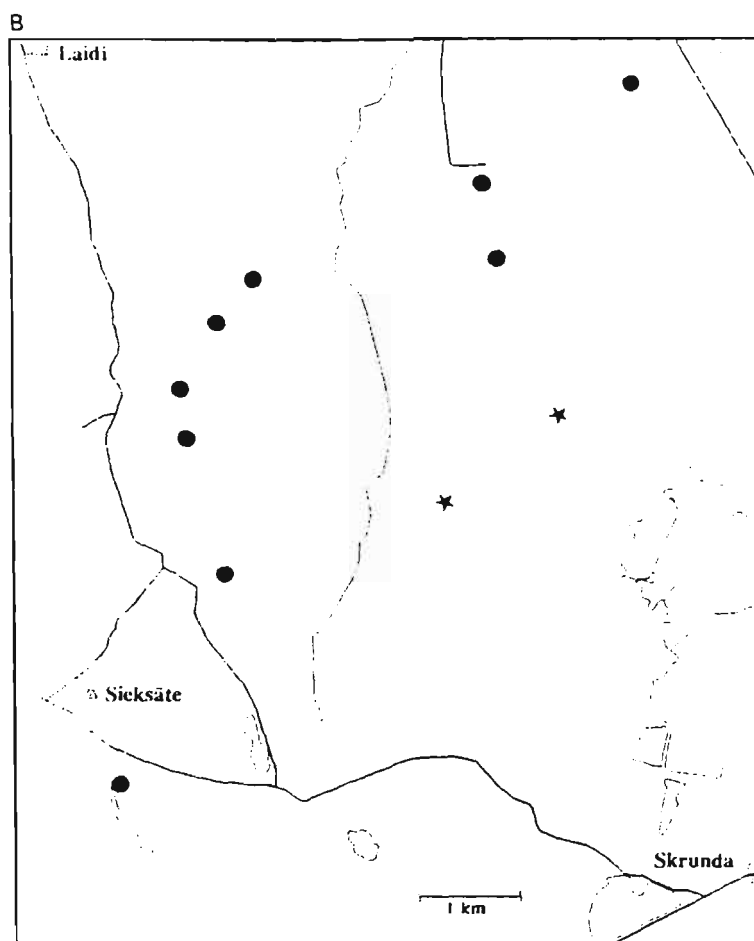


Fig. 1. Sampling plots (●) in Western Latvia (A) and the Skrunda region (B). The location of the Skrunda radar system (★) and its emission zone are shown.

each of four transmitters — 1.25 MW; (2) pulse duration — 0.8 ms; (3) duty cycle — 50; (4) frequency range — 154–162 MHz; (5) polarisation of transmitting signal — horizontal. The radar operating parameters and the method of radiation intensity measurement are given in this issue [2].

2.2. Sampling locations

In the Skrunda area, 29 permanent sampling locations were established (Fig. 1) at various distances from the source. Plots were set up in dominant Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands with spruce as an understorey. Tree age was 50–90 years. Plot size was at least 400 m² and

each plot contained a minimum of 20 overstorey pine stems per plot. Pines were sampled with a Pressler borer and their diameters and heights were measured. A wealth of other variables were measured, including metal concentrations, ionising radiation, etc., but since these data are only briefly mentioned in this paper, the methods used (all standard methods) are not described here.

2.3. Absolute values of the tree ring widths

The radial annual growth increments $w(i, t, l)$; i = individual, t = year, l = plot, were measured at a precision of ± 0.01 mm. For each tree, the geometric mean width $\bar{w}_c = (i, \Delta t_c, l)$ of the control time period $\Delta t_c = t_1 \dots t_2$, where t_1 the year at

the beginning of the control period, and t_2 , the year at the end of the control period, is given by:

$$\bar{w}_c(i, \Delta t_c, l) = n_c \sqrt{\prod_{t=t_1}^{t_2} \bar{w}(i, t, l)} \quad (1)$$

where $n_c = t_2 - t_1 + 1$ is the number of annual increments in the control period.

2.4. Relative additional annual increment values

The mean control increment width $\bar{w}_c = (i, \Delta t_c, l)$ was used to calculate the relative additional annual increment value $d(i, t, l | \Delta t_c)$ for every tree i and year t during the period of the investigation:

$$\begin{aligned} d(i, t, l | \Delta t_c) &= \ln \left[\frac{w(i, t, l) - \bar{w}_c(i, \Delta t_c, l)}{\bar{w}_c(i, \Delta t_c, l)} \right] \\ &= \ln \frac{w(i, t, l)}{\bar{w}_c(i, \Delta t_c, l)} \end{aligned} \quad (2)$$

The value $d()$ eliminates increment width variability between individuals that is due to genetic and relatively constant environmental factors (e.g. edaphic, hydrological, etc.). The logarithmic transformation is used since cambial growth is an exponential process. During the control period, $d()$ values have a normal distribution ($P < 0.05$). Each individual $d()$ value identifies the deviation of each increment from the mean or normal value for the tree. If $d() = 0$, then the increment is equal to the mean. If $d() > 0$, then the increment width is larger than mean. If $d() < 0$, then the increment width is less than the mean.

The individual relative additional annual increment values were used to calculate the mean relative additional annual increment, for each year t of every plot l :

$$\bar{d}(t, l | \Delta t_c) = \frac{\sum_{i=1}^N d(i, t, l | \Delta t_c)}{N} \quad (3)$$

where N is the number of sampled trees.

The overall means $\bar{d}_c(\Delta t_c, l)$ for each plot l

during the control period Δt_c are given by:

$$\bar{d}_c(\Delta t_c, l) = \sum_{i=1}^N \sum_{t=t_1}^{t_2} d(i, t, l | \Delta t_c) = 0 \quad (4)$$

Based on Eq. 4 and the normal distribution of $d(i, t, l | \Delta t_c)$ values, the null hypothesis

$$H_0: \bar{d}(t, l | \Delta t_c) = \bar{d}_c(\Delta t_c, l) = 0 \quad (5)$$

was tested parametrically. Thus, it was determined if the additional increment for plot l and year t significantly differs from the mean and if the difference is positive or negative.

2.5. Cumulative relative additional annual increment

The cumulative relative additional annual increment reflects the changes in increment width in a retrospective time period $\Delta t_r = t_3 \dots t_4$, where t_3 is the beginning, and t_4 the end of the period of the retrospection. The cumulative relative additional annual increment value $D_r(i, \Delta t_r, l | \Delta t_c)$ is calculated for every individual i :

$$D_r(i, \Delta t_r, l | \Delta t_c) = \frac{\sum_{t=t_3}^{t_4} d(i, t, l | \Delta t_c)}{n_r} \quad (6)$$

where $n_r = t_4 - t_3 + 1$ is the number of years in the retrospective period;

The cumulative relative additional annual increment values are used to calculate the respective plot mean $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ values as follows:

$$\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c) = \frac{\sum_{i=1}^N D_r(i, \Delta t_r, l | \Delta t_c)}{N} \quad (7)$$

where N is the number of sample trees in plot l .

2.6. Atmospheric deposition in the Skrunđa area

The concentrations of the elements in forest soils and moss in the Skrunđa area have been studied from 1991 to 1993. At sampling locations, soil samples by horizon and moss (*Hylocomium splendens* and/or *Pleurozium schreberi*) were collected for determination of elements to give some

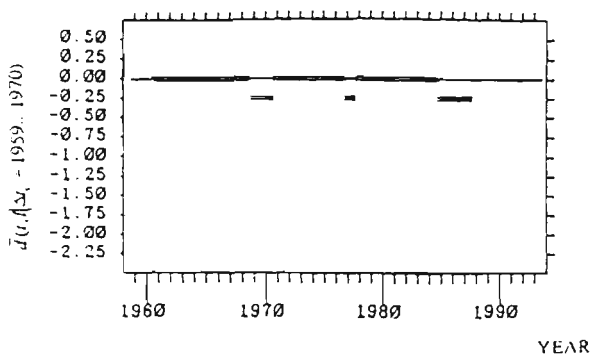


Fig. 2. The mean relative additional increment $d(t)$ of pine trees during 1960–1987 for a control plot located 66 km from the Skrunda RLS.

idea of the potential sources of deposition that could affect the forests around the Skrunda radar. Initially, the two most obvious candidates as major polluters were the metal smelting industry at Liepaja and the oil refinery in Mazeikiai, Lithuania. Total Cu, Zn, Fe, Pb, Ca and Cd concentrations in moss were measured with AAS, but V by colorimetry. Soils were analysed for Cu, Pb, Sn, Cr, Zn, Ni, Co, Mn, B, Ti, La, Y, P, V, Sr, Ga, Zr, and Ba concentrations with emission spectrophotometry and for Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, and Cr (1 M HCl extract) with AAS. Analyses were checked with moss calibration standards used for the European Atmospheric Deposition Mapping Project [18].

3. Results

3.1. Mean relative additional annual increment dynamics

The mean relative additional annual increments $\bar{d}(t, l | \Delta t_c)$ values were calculated for every year t from 1960 to 1987 for each plot l . The control period was set at $\Delta t_c = 1959-1970$. Trees in plots located outside of the zone that receives electromagnetic radiation from the Skrunda RLS had no significantly different annual increments compared to the mean, i.e. $\bar{d}(t, l | \Delta t_c) \approx 0$ (Fig. 2), excepting isolated outliers with irregular departures from the norm (Fig. 3). Significantly diminished mean additional annual increments occurred after 1980 in plots close to the Mazeikiai

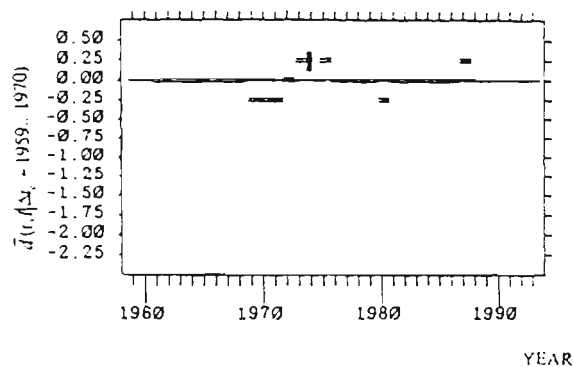


Fig. 3. The mean relative additional increment $d(t)$ for a control plot located 10 km behind the Skrunda RLS. The solid bars depict significant ($P < 0.05$) deviations from normal growth.

oil refinery (Fig. 4), which coincides with the start of emissions of pollutants from the plant. All plots that receive electromagnetic radiation from the Skrunda RLS have significant ($P < 0.05$) negative $\bar{d}(t, l | \Delta t_c)$ values, compared to 0, which begin only after 1970 and are observed throughout the period of study (Fig. 5). The Skrunda radar began operation in 1971.

3.2. Mean cumulative relative additional annual increment and the electromagnetic radiation

The mean cumulative relative additional annual increment $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ during the retrospective period of electromagnetic radiation Δt_r

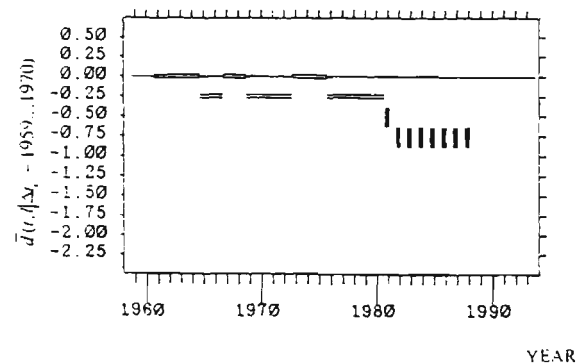


Fig. 4. The mean relative additional increment $d(t)$ of pine trees for a plot located 12 km north of the Mazeikiai oil refinery. The solid bars depict significant ($P < 0.05$) deviations from normal growth.

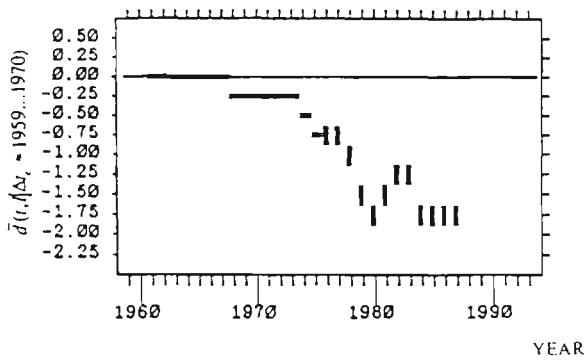


Fig. 5. The mean relative additional increment $d(t)$ of pine trees for a plot in front of the Skrunda RLS at 4 km distance. The solid bars depict significant deviations from normal growth.

= 1971–1988 was calculated relative to the control period before radiation, $\Delta t_c = 1959$ –1970. The mean $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ value of all plots in the radiation zone is -0.41 ± 0.07 compared to -0.13 ± 0.04 in plots not receiving radiation, significant at $P = 0.001$. The values of $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ are negatively correlated with the measured intensity of electrical field in decibels ($r = -0.55$, $P = 0.009$). In the irradiated zone, $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ is linearly correlated ($r = +0.52$, $P = 0.016$) with distance from the RLS. The distance correlation is expected since the electrical field intensity measurements are related to distance ($r = -0.93$). In the non-irradiated zone there is no significant correlation between $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ and distance from RLS.

3.3. Mean cumulative relative additional annual increment and pollutants

It is well known that pollutants depress tree radial growth [3–7]. In the Skrunda area, the only major sources of pollution are the metal smelting industry at Liepaja (ca. 50 km from RLS) and the oil refinery in Mazeikiai (ca. 40 km from RLS). Heavy metal concentrations in moss and soil were well related to these pollution sources and could be used to identify the zones of deposition. The vanadium concentrations close to the Mazeikiai oil refinery reached 9.5 mg/kg in moss, three times higher than normal levels [8]. Elevated vanadium levels were found up to about 10–15

km from the Lithuania border radially from the Mazeikiai oil refinery, but levels around Skrunda were background (Fig. 6). This metal has high concentrations in oil and hence is a good indicator of oil combustion. Close to Liepaja, the Zn concentrations in moss were above 150 mg/kg, but only background levels of 40–50 mg/kg were found in a large area around Skrunda. No evidence was found of any elevated deposition levels of metals in the Skrunda area. In the irradiated zone, there were no significant correlations between $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ and metal levels.

Despite the suggested lack of effect of the Mazeikiai oil refinery on the trees around Skrunda, cumulative growth $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ during the time of operation of the factory $\Delta t_r = 1981$ –1988 was assessed relative to the control period $\Delta t_c = 1971$ –1980 before operation. For this retrospective period in the RLS radiation zone, again $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ was linearly correlated with distance from the RLS ($r = +0.51$, $P = 0.02$). However, along a transect from Skrunda to Mazeikiai, there was a negative linear correlation ($r = -0.78$, $P = 0.02$) with distance from the RLS, i.e. less radial growth near Mazeikiai. The effect seen is not evident for a retrospective period that was set to begin with the operation of the Mazeikiai refinery and end with the start of the Skrunda RLS operation ($\Delta t_r = 1971$ –1980),

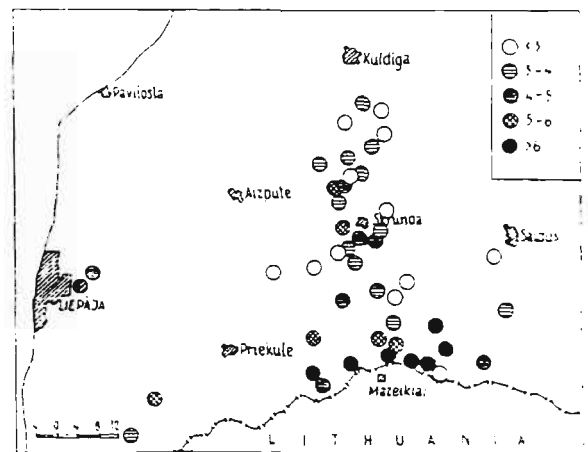


Fig. 6. V concentrations (mg/kg) in feathermoss in SW Latvia. From Nikodemus and Brumelis [8].

using a control period $\Delta t_c = 1959-1970$. In the radiation zone plots, the same pattern of decreased cumulative relative additional annual increment in the years 1971-1980, before the operation of the Mazeikiiai refinery, was seen in 1981-1988, during operation of the Mazeikiiai refinery.

3.4. Mean cumulative relative additional annual increment and other environmental factors

Besides the mentioned factors (electromagnetic radiation, distance to RLS, pollutants) the effect of other factors on the mean cumulative relative additional annual increment $\bar{D}_r(\Delta t_r, l | \Delta t_c)$ during the retrospective period $\Delta t_r = 1971-1988$ was assessed relative to the control period $\Delta t_c = 1959-1970$. The analysed factors were: height above sea level, topography, nutrient conditions, soil moisture and texture, litter and organic layer depth, soil pH, ground water level, ground water flow, ionising radiation, and silvicultural parameters. The effect of these factors were assessed by multiple regression and analysis of variance, but no significant effects on $\bar{D}_r(\Delta t_r = 1971-1988, l | \Delta t_c = 1959-1970)$ values were observed.

4. Discussion

The results demonstrate that the mean relative additional annual increment $\bar{d}(t, l | \Delta t_c = 1959-1970)$ of pine has decreased in plots that receive electromagnetic radiation from the Skrunda RLS. This decrease becomes significant 3-5 years after the beginning of operation of the RLS and continues to the end of the period of study. Outside of the RLS radiation zone significant differences of $\bar{d}(t, l | \Delta t_c = 1959-1970)$ are isolated cases, which do not reflect a trend. An exception is the decreased values of $\bar{d}(t, l | \Delta t_c = 1959-1970)$ toward the Mazeikiiai oil refinery after 1980, i.e. after the beginning of pollutant emissions.

The effect of the Mazeikiiai refinery is clearly caused by pollutants and does not invoke controversy. However, the loss in additive growth increment in the RLS radiation zone in the retrospective studied period begins with the radar installa-

tion and no relations to chemical pollutants or other factors have been observed.

The values of mean cumulative relative additional annual increment are significantly negatively correlated to electrical field intensity during separate times of operation:

$$\bar{D}_r(\Delta t_r = 1971...1988, l | \Delta t_c = 1959...1970),$$

$$\bar{D}_r(\Delta t_r = 1971...1980, l | \Delta t_c = 1959...1970) \text{ and}$$

$$D_r(\Delta t_r = 1981...1988, l | \Delta t_c = 1971...1980).$$

The relation between $D_r(\cdot)$ and distance to the RLS is positive.

Previous work does not provide conclusive evidence of the effect of weak electromagnetic fields on trees, since some work confirms an effect [9,10] and some denies its existence [11,12]. We cannot provide a mechanism for the observed suggested effect at Skrunda, from the many available hypotheses [13-15] of weak radio-frequency electromagnetic action. However, our results certainly lead one to strongly suppose that the Skrunda RLS radiation has affected pine radial growth. The confirmation of the effect has been further supported by evidence from other organisms [16,17]. Nevertheless, we respect the possibility that an unknown factor has caused the negative effect which by chance is associated with the observed temporal and spatial variations.

The Skrunda RLS area requires further work on the possible effects, particularly on the mechanisms of action. This area is unique for the study of radio-frequency electromagnetic radiation. The radars are located in a valley (and not on the highest possible site as usual) that is rich in ecosystems, and agricultural communities are found throughout the irradiated area. The results of a 20-year 'experiment' are waiting for observation and analysis. The RLS emits radiation in an insufficiently investigated frequency (154-162 MHz) in pulse regime, and the intensities of pulses exceed allowed limits for integrated doses by 50 times. However, pulse radiation types have no associated allowed limits.

Other work at Skrunda is in a preliminary phase, including experimental searches for mech-

anisms, and it is hoped that this work will provide an insight on the suggested effects. However, the most conclusive evidence for an effect (or no effect) may only be available when the Skrunda RLS terminates operation in 1998, as regulated by an international agreement between Russia and Latvia. Then it will be possible to determine if tree radial growth recovers. Since the RLS is expected to operate until 1998, the authors encourage all interested to further study the Skrunda RLS.

Acknowledgements

We greatly appreciate the comments given by T.J. Carleton, J. Bauch and an anonymous reviewer. The many assistants (especially U.A.Z) that contributed in the field and lab to make this study possible are acknowledged. This study was supported by a Latvian Science Council grant No. 93.325.

References

- [1] I. Liepa. Stand Volume Dynamics. Forecasting and Ecology, Zinatne, Riga, 1980, 171 pp. (in Russian).
- [2] T. Kalniņš, R. Krisbergs and A. Romancuks, Measurement of the intensity of electromagnetic radiation from the Skrunda Radio Location Station. Latvia. Sci. Total Environ., 180 (1996) 51-56.
- [3] D. Eckstein, W. Liese and B. Schmidt. Dendroklimatologie und Dendroökologie. Allg. Forstztztschr., 49 (1979) 1364-1368.
- [4] D. Altwegg-Artz. Bedeutung und Methoden einer Schätzung der volkswirtschaftlichen Kosten des Waldsterbens in alpinen Schutzwäldern. Allg. Forst- u. Jagdztg., 158 (1987) 57-61.
- [5] F. Kienast, R. Kotic and A. Winkler-Scifert, Analyse des cernes des forêts endommagées du Valais. Bull. Murithienne, 100 (1983) 77-80.
- [6] W.H. Smith, Air Pollution and Forests. Springer, New York, 1981, 430 pp.
- [7] J.N.B. Bell. Recent developments in acid rain research. J. Biol. Educ., 22 (1988) 93-98.
- [8] O. Nikodemus and G. Brumelis. The spatial dynamics of atmospheric pollution in Latvia and the Baltic republics, as measured in mosses, topsoil and precipitation. GeoJournal, 33 (1994) 71-80.
- [9] H. von Hommel. Elektromagnetischer SMOG — Schadfaktor und Streß? Forstarchiv, 56 (1985) 227-233.
- [10] W. Volkrodt, Mikrowellensmog und Waldschäden — tut sich doch was in Bonn? Raum u. Zeit, 9 (1991) 22-25.
- [11] K. Joos, S. Masumy, F.H. Schweingruber and Ch. Staeger, Untersuchungen über mögliche Einflüsse hochfrequenter elektromagnetischer Wellen auf den Wald. Techn. Mitt. PTT, 1 (1988) 1-24.
- [12] P. Schmutz, J. Siegenthaler, J.B. Bucher D. Tarjan and Ch. Stäger, Einfluss von Mikrowellen auf Fichten und Buchen. Schweiz. Z. Forstwes., 145 (1994) 213-227.
- [13] M.A. Stuchly, Interaction of radiofrequency and microwave radiation with living systems. Rev. Mech. Radiat. Environ. Biophys., 16 (1979) 1-14.
- [14] J.A. Elder, P.A. Czerski, M.A. Stuchly, K.H. Mild and A.R. Sheppard, Radiofrequency radiation, WHO Reg. Publ. Eur. Ser., 25 (1989) 117-174.
- [15] R. Glaser, Current concepts of the interaction of weak electromagnetic fields with cells. Bioelectrochem. Bioenerg., 27 (1992) 255-268.
- [16] Z. Balode, Assessment of radio-frequency electromagnetic radiation by the micronucleus test in Bovine peripheral erythrocytes. Sci. Total Environ., 180 (1996) 81-85.
- [17] I. Magone, The effect of electromagnetic radiation from the Skrunda Radar Location Station on *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden cultures. Sci. Total Environ., 180 (1996) 75-80.
- [18] A. Ruhling et al., Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe (1990). NORD, 12 (1992) 1-38.

The relations between clay content (dia < 0.01 mm) and metal concentrations in soils of Latvia

Olgerts Nikodemus¹, Guntis Brūmelis², Ingus Liepiņš¹

1. Faculty of Geography, University of Latvia, Alberta iela 10, Rīga, LV 1010, Latvia

2. Faculty of Biology, University of Latvia, Kronvalda iela 4, Rīga, LV 1842, Latvia

Abstract

In western Latvia (Kurzeme) soils were sampled by horizon, and their metal concentrations were investigated in relation to soil texture. In forest and agricultural soil, the clay content affects Ti, V, Ni, and Ga concentrations. Cu, Pb, Y and Cr concentrations are related to clay content and other factors. An increase of clay content results in increases of metal concentrations not only in mineral horizons, but also in the organic horizon.

Key words

Soils, metal concentrations, soil texture

Introduction

Soil texture is one of the most important factors that determines background element concentrations in soils and the migration of elements in the soil profile. Soil pH, amounts of organic material, electro-conductivity and concentrations of Cd, Pb, Cu, Se have been shown to be related to soil texture / 8/. Lukasovs and Petuhova /13/ showed that in Belarus soils the largest proportions of metal amounts (Ni, V, Cu, Co, Cr and others) are located in the 0.001-0.01 mm dia fraction. In Poland, the amounts of As, Co, Cr, Cu, Mn, Ni and Se in the upper mineral horizon are correlated with the proportions of soil particles 0.002 mm and 0.02 mm diameter/1/. In the soils of Siberia and the Eastern European Plain, it has been estimated that a 1% increase in clay content raises metal concentrations by 3mg/kg Zn, 0/5 mg/kg Pb and 0.01 mg/kg Cd /10/.The amount of clay determines Cd concentrations and also the plant root uptake of Cd /2/. In Estonian moraine agricultural soils, there is a high correlation between soil texture and microelement concentrations /11/. In Latvia the effect of soil texture in the plough layer on metal concentrations has been studied by /3,9,11,14/.

Background soil metal levels in Latvia are extremely variable, which may be related to soil texture and the concentrations of organic matter. In forest soils of Latvia, such studies have not been conducted. However, this type of information is extremely important for the interpretation of enviromental monitoring data. Latvia's Quaternary surface deposits form a mosaic with rapidly changing (in space) soil textures. The effects of soil and forest types on metal concentrations have been described, and suggest soil texture to be an important factor /4,5,6/.

Materials and Methods

A soil survey was conducted in Western Latvia (Western Kursa and Eastern Kursa Highlands and Kursa Lavland) in 1991-1992. Soils in dominant pine and mixed pine/spruce forests, and on agricultural land, were sampled. Soil types included mucky-humus podsoles, humic podsoles, typical podsoles, typical podsolized gleys, and sod-gley gleys.

Vegetation was described and soil pits were excavated. Soil was taken from each horizon. If many minor horizons occurred, soil was sampled every 25 cm. The upper horizon (O or A) was sampled at 5 points and mixed to give an integrated sample. Soils were air dried and passed through a 1 mm sieve. Samples (5g) were ashed at 450⁰C for 5 hrs, weighed and then analysed for metals (Cu, Pb, Sn, Cr, Zn, Ni, Co, Mn, Ti, V, Ga, Zr, I) with emission-spectrophotometry (ISP-30, ISP-28 and PS-18) at the Lithuanian Mineralogy and Geochemistry Institute.

The clay content (dia < 0.01 mm) was determined by a modified Gluskova - Robinson method, which is based on sedimentation rate in a water column (N.Kačinskis).

Results and Discussion

In the sampled podsol and gley soils of western Latvia, clay content (dia < 0.01 mm) varied from 2.7 to 68.6 % by weight (Tables 1 and 2). This variation was high not only between soil types, but also within a given soil type, and between soil horizons. Concentrations of metals also differed between soil types and horizons. In forest soils, the highest Pb concentrations were in the organic horizon (Figure 1), Cr in the Ah and Ahg horizons. Ga, Ti, V (Figure 1), Cu and Y in the gley horizon and Mn and Ni in the parent soil (Table 1). However, in agricultural soils, the A_p horizon has the highest Mn, Pb and Zr concentrations, the illuvial and illuvial gley

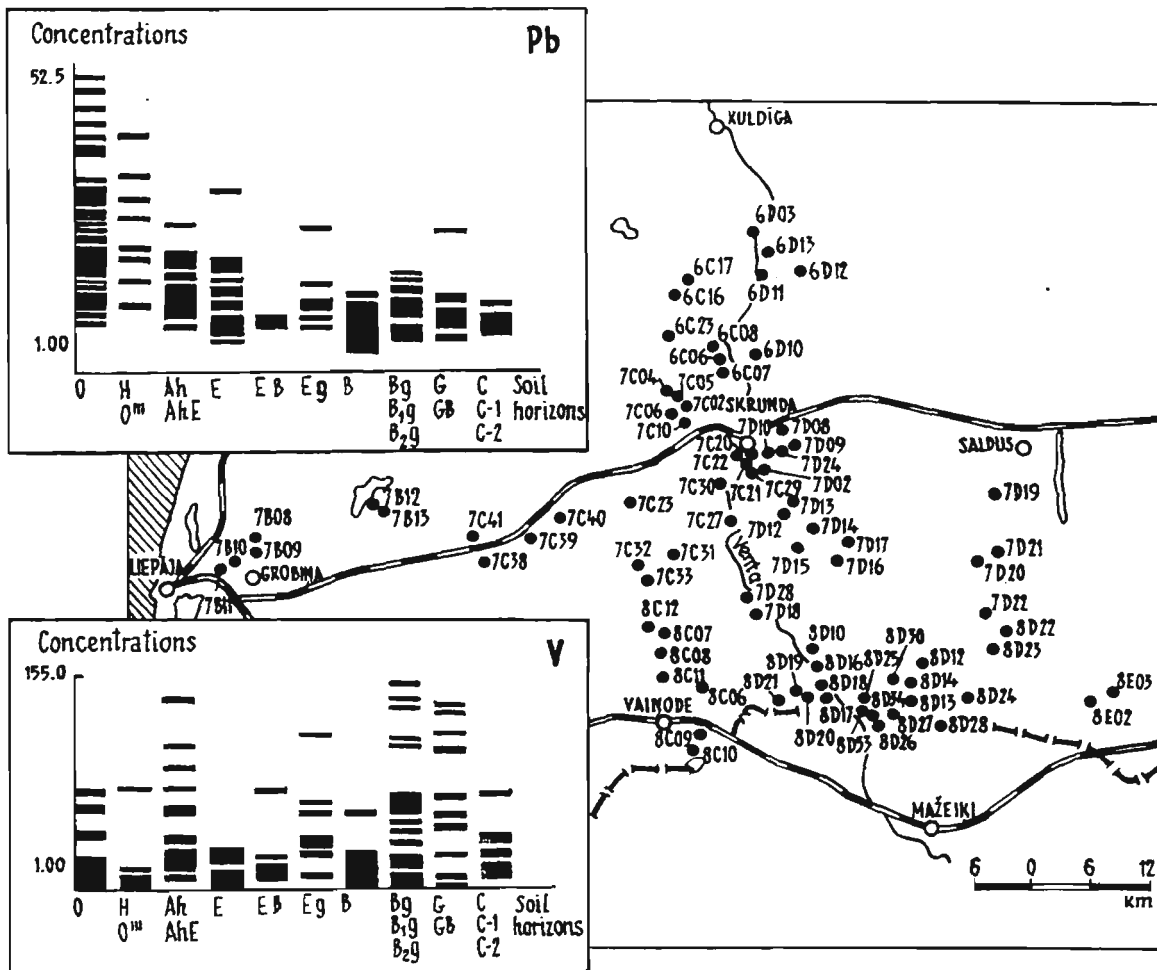


Figure 1. The locations of sampling locations in western Latvia. The individual Pb and V concentrations of horizons in the sampling locations are shown by bars, to show the distribution of c values by horizon.

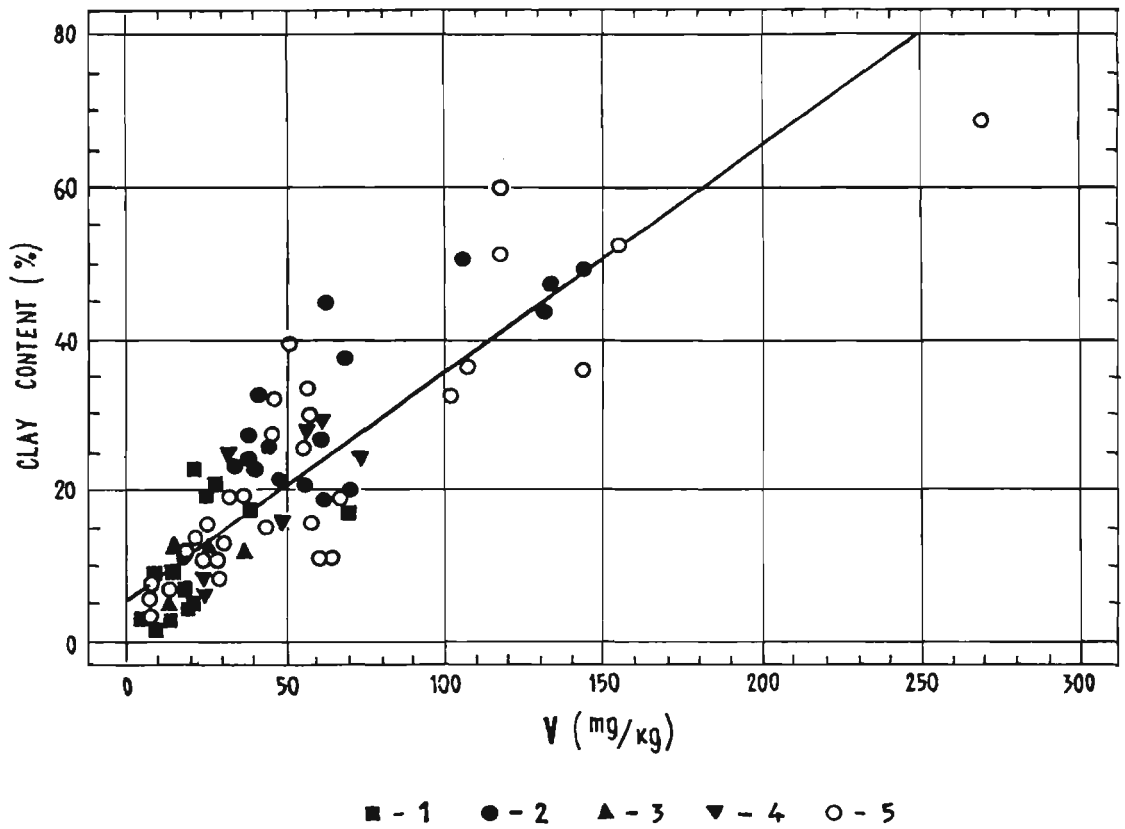


Figure 2. V concentrations in soil horizons, in relation to clay content (% particles < 0.01 mm diameter). The soil types into which the horizons were classified are shown as follows: 1 - typical podsoils, 2 - sod-gley soils, 3 - mucky-humus podsolitic soil, 4 - sod-podsolic soil, 5 - typical gley podsoils.

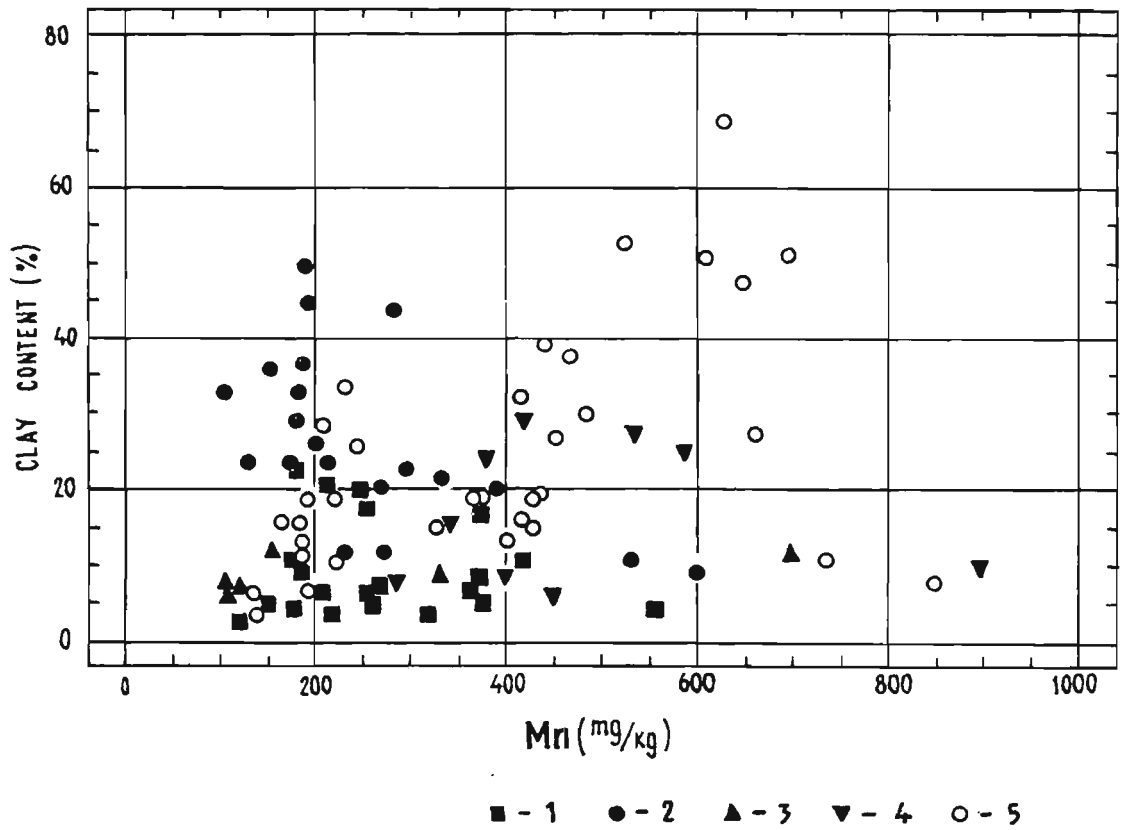


Figure 3. Mn concentrations in soil horizons, in relation to clay content (% particles < 0.01 mm diameter). The soil types into which the horizons were classified are shown as follows: 1 - typical podzols, 2 - sod-gley soils, 3 - mucky-humus podsol soil, 4 - sod-podsolic soil, 5 - typical gley podzols.

Table 3. Correlation coefficients (r) between clay content and metal concentrations, $p < 0.05$,ns -not significant.

Horizon		Mn	Ti	V	Cr	Ni	Cu	Pb	Zr	Y	B	Ga	
forest	all horizons	r $r_{0.05\ 100}=0.2$	0,28	0,65	0,87	0,52	0,58	0,45	0,44	ns	0,42	0,80	0,80
	A _h ;A _{hg}	r $r_{0.05\ 15}=0.51$	ns	0,80	0,79	0,73	0,63	ns	0,41	ns	ns	0,68	0,73
	EB;B;B _g	r $r_{0.05\ 39}=0.32$	0,43	0,54	0,91	0,78	0,82	0,46	ns	ns	ns	0,81	0,76
	C;BC;C _g	r $r_{0.05\ 21}=0.43$	ns	0,66	0,75	ns	0,71	ns	ns	ns	0,67	0,74	0,65
	G	r $r_{0.05\ 6}=0.81$	0,88	ns	0,89	0,11	ns	ns	ns	ns	ns	0,96	0,87
agricultur	all horizons	r $r_{0.05\ 55}=0.26$	-0,7	0,52	0,74	0,31	0,47	0,32	0,34	ns	0,29	0,57	0,62
	A _p	r $r_{0.05\ 9}$	ns	ns	0,88	ns	0,78	ns	ns	ns	ns	0,93	ns
	EB;B;B _g	r $r_{0.05\ 20}=0.44$	ns	0,61	0,77	ns	0,60	ns	0,46	ns	ns	ns	0,65
	BC;C;C _g	r $r_{0.05\ 22}=0.42$		0,54	0,80	0,62	0,48	0,86	0,56	ns	0,80	0,70	0,74
	G	r $r_{0.05\ 6}=0.81$	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,84	ns	ns	ns	ns

Table 4. Correlation coefficients (r) between metal concentrations in the O horizon and the underlying horizon (E, Eg, Bg) .($r_{0.05\ 18} = 0.47$). ns - not significant.

r	Mn	Ti	V	Cr	Ni	Cu	Pb	Zr	Y	Ga
	ns	0.37	0.89	ns	0.52	ns	ns	ns	ns	0.53

horizons have the highest Ga, Ni and Cu concentrations and the gley horizon - the highest Ti, V, Cr and Y (Table 2).

In forest soils, using the results of all horizons, the highest correlations with clay content (dia <0.01 mm) were found for the following metals in the order V > Ga > Ti > Ni > Cr > Cu > Pb > Y (Table 3). Correlations were not as high as for agricultural soils, implying the increased role of other factors, such as organic content and past history of agricultural practice. Plotting the concentrations of V and clay content, samples do not group by soil type, but a distinct linear correlation is evident (Figure 2). The highest clay amounts occurred in the illuvial and gleyed horizons (Table 1 and 2).

Elements not well correlated with clay content are extremely variable in concentration, including within soil types, for example Mn (Figure 3). Mn is known to have low affinity for negatively charged anionic sites, in competition with other cations (Ca, Mg, Fe), and thus is rapidly leached. However, since inputs are high from litter deposition and canopy leaching /7/, concentrations are likely seasonally dependent.

The downward movement of clay particles in the illuviation process involves the migration of V, Ti, Ni, Cr and Cu, shown by the high correlations with clay. The deepest soil horizons have higher clay contents, and thus also higher concentrations of these elements (Tables 1 and 2).

This type of movement of elements has been shown by Kabata-Pendias, Pendias /12/.

Generally, for individual horizons (excepting the gley horizon) the highest correlations of clay content with metals occurred for Ti, V, Ni and Ga. Significant correlations with clay content were observed for Pb only in agricultural soils, Cu only in forest B horizons and agricultural C horizons, and Y only in parent material (Table 3).

V, Ni and Ga concentrations in the organic (O) horizon are correlated with the concentration in the underlying horizon (Table 4). These correlations are consistent with idea of accumulation of deposited metals from above and their transport down the soil profile. However, considering the

correlations with clay content, a more likely explanation is mixing of the upper mineral horizon with the organic layer, either due to natural causes with the participation of soil fauna, or contamination in sampling. Which ever the reason, it can be recommended that in sampling of the organic horizon in enviromental monitoring, the O horizon is taken only if thicker than 3 cm, especially if the underlying mineral horizon is variable.

Acknowledgements

The research was financed from a Latvian Science Council Grant No 93.351. The assistance of V. Āzis in the field is greatly appreciated.

References

1. Dudka S. 1991. The concentrations of As, Co, Cr, Cu, Ga, Mn, Ni and Se in surface soils of Poland. 2-nd International Symposium on Environmental Geochemistry. Abstracts. Upsala.
2. Jan E. Eriksson 1990. Afield study on factors influencing Cd levels in soils and in grain of oats and winter wheat. Water, Air and Soil Pollution. 53., 69-81.
3. Filipovičs J. 1992. Smagie metali augsnēs. Ekspresinformācija. Ražība. Nr. 5., 17-20.
4. Laiviņš M., Sīpols M., Riekstiņa D. 1993. Reģionālais meža monitorings Latvijā. Rīga, p. 149.
5. Nikodemus O., Brumelis G. 1993. Mažeīķu rupniecības objektu ietekme uz ķīmisko elementu koncentrāciju sūnās un mežu augsnēs Latvijā. LZA vēstis.B.-Nr.9., 58-63.
6. Brūmelis G, Nikodemus O. 1995. Biological monitoring in Latvia using moss and soil: Problems in the partitioning of anthropogenic and natural effects. Bioindicators of Environmental Health. Ecovision World Monograph Series, Academic Publishing, Amsterdam, 123-132.

7. H. B. Ross, On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition, *Water, Air and Soil Pollution*, 50 (1990) 63-76.
8. Sillanpaa M. 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. *FAO Soils Bull.* -Nr 65. III-XII . 1-195.
9. Vucāns A., Gemste I., Laškova A. 1994. Kā vērtēsim smago metālu saturu augsnēs. *Latvijas lauksaimnieks*. Nr. 12., 11-13.
10. Zolotareva B. 1990. Main features of trace elements in soil. *Transact. 14th Int. Congr. Soil Sci.*, Kyoto, Aug. 12-18 , Vol.2. Kyoto, p. 394-395.
11. Анспок П. 1990 Микроудобрение, Ленинград, Агропромиздат. 272. стр.
12. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. 1988. Микроэлементы в почвах и растениях. Москва. Мир. 439. стр.
13. Лукашев К., Петухова Н. 1970. Химические элементы в почвах. Минск. Наука и техника.
14. Пейве Я. Почвенные условия и эффективность применения микроудобрений. Избранные труды. Агрохимия и биохимия микроэлементов. Москва. Наука. 131-165 стр.