

## REMERCIEMENTS

L'auteur désire exprimer sa vive gratitude à son directeur de thèse, Dr Fabius LeBlanc, Ph.D., pour l'assistance soutenue et efficace qu'il lui a apportée tout au long de l'élaboration et de la réalisation du présent travail.

L'auteur tient à remercier sincèrement Dr I.M. Brodo, Dr W. Heck, M.L. Dubois, Dr L. Kofler, Dr K.E. von Maltzahn, Dr C. Nozzolillo, Dr D.N. Rao, M.G. Robitaille, Dr G. Sarrazin, Dr E. Skye, M.D. Tingey, Dr L.H. Weinstein et ses collaborateurs du Boyce Thompson Institute et toutes les autres personnes qui ont bien voulu l'aider à résoudre quelques problèmes se rapportant à cette recherche.

L'auteur veut exprimer sa reconnaissance à révérende Mère Claire St-Arnaud, s.s.a. supérieure générale, pour l'encouragement et la confiance qu'elle lui a témoignés dans la poursuite de ce travail de recherche.

## TABLE DES MATIERES

Remerciements. . . . .	i
Table des matières . . . . .	ii
Liste des tableaux . . . . .	v
Liste des figures. . . . .	viii
Liste des planches . . . . .	ix
Résumé . . . . .	x
Abstract . . . . .	xi
 CHAPITRE I: INTRODUCTION . . . . .	 1
 <u>PREMIERE PARTIE: TRAVAIL EXPERIMENTAL</u> 	
CHAPITRE II: Influence du fluor sur le <u>Funaria</u> <u>hygrometrica</u> et sur l' <u>Hypogymnia</u> <u>physodes</u> . . . . .	11
<u>Matériel et Méthodes</u>	
I La description du système de la chambre à fumigation. . . . .	13
II La séparation du fluor des plantes. . . . .	15
1. La préparation des échantillons. . . . .	15
2. La microdiffusion du fluor . . . . .	17
III L'analyse du fluor des plantes. . . . .	18
1. L'électrode spécifique Orion . . . . .	18
2. Le spectrophotomètre . . . . .	18
<u>Résultats</u>	
1. La sensibilité au fluor du <u>Funaria</u> et de l' <u>Hypogymnia</u> . . . . .	19
a) Les effets macroscopiques. . . . .	19
b) Les effets microscopiques. . . . .	20
2. L'accumulation du fluor dans le <u>Funaria</u> et l' <u>Hypogymnia</u> . . . . .	23
3. La récupération par le <u>Funaria</u> et l' <u>Hypogymnia</u> . . . . .	32
<u>Discussion et Conclusion</u> . . . . .	35

CHAPITRE III: Influence de l'ozone et de l'anhydride sulfureux sur la régénération des feuilles de <u>Funaria hygrometrica</u> . . . . .	45
--	----

#### Matériel et Méthodes

I Les préalables à la fumigation. . . . .	46
1. Le milieu de culture. . . . .	46
2. Le procédé d'ensemencement . . . . .	46
3. Le lieu de croissance. . . . .	47
II Les conditions de fumigation . . . . .	47
III L'étude de la régénération des feuilles . . . . .	48

#### Résultats

1. La fumigation à l'O <sub>3</sub> . . . . .	51
2. La fumigation au SO <sub>2</sub> . . . . .	54

<u>Discussion et Conclusion</u> . . . . .	59
---	----

CHAPITRE IV: Influence du fluor sur les mousses et les lichens épiphytiques. . . . .	62
--	----

#### Matériel et Méthodes

I Le processus expérimental . . . . .	64
1. La coupe des disques . . . . .	64
2. Le montage des disques . . . . .	65
3. La technique de photographie . . . . .	65
4. Le choix des stations et les durées d'exposition . . . . .	65
II L'analyse des effets de l'exposition. . . . .	66
1. La comparaison des photographies . . . . .	66
2. L'étude microscopique. . . . .	68
a) L'examen au stéréoscope . . . . .	68
b) L'examen au microscope optique. . . . .	68
c) La réaction au rouge neutre . . . . .	68
d) La réaction au TTC. . . . .	69
3. L'extraction du pigments . . . . .	69
a) Le test de la phase Molisch pour la chlorophylle . . . . .	69
b) La séparation des pigments par chromatographe. . . . .	70
c) La détermination du spectre d'absorption. . . . .	70
d) Le test du magnésium. . . . .	70
4. L'analyse de la concentration du fluor dans le <u>Parmelia sulcata</u> et l' <u>Orthotrichum obtusifolium</u> . . . . .	71

#### Résultats

1. L'évaluation photographique . . . . .	71
2. Les études microscopiques . . . . .	72
3. Les études avec l'extraction d'éther et la solution acétone-eau. . . . .	79
4. L'analyse du fluor. . . . .	82

<u>Discussion et Conclusion</u> . . . . .	82
---	----

DEUXIEME PARTIE: TRAVAIL ECOLOGIQUE

CHAPITRE V: Sudbury: Cartographie des pollutions par le SO <sub>2</sub> . . . . .	90
<u>Matériel et Méthodes</u>	
I Les données de la végétation épiphytique. . . . .	96
1. Le choix des stations et des phoro- phytes. . . . .	96
2. La phytosociologie. . . . .	99
II La synthèse des données sur les épiphytes. . . . .	101
1. L'analyse des données . . . . .	101
2. La cartographie des IPA ou des zones de pollution. . . . .	102
III Les données de pollution du SO <sub>2</sub> . . . . .	104
<u>Résultats</u> . . . . .	105
<u>Discussion et Conclusion.</u> . . . . .	113
 CHAPITRE VI: Arvida: Cartographie des pollutions par le fluor . . . . .	 121
<u>Matériel et Méthodes</u>	
I Le choix des phorophytes . . . . .	124
II La détermination des Indices de Pureté Atmosphérique . . . . .	127
1. Le nombre total des épiphytes (n) à chaque station. . . . .	127
2. La fréquence-couverture de chaque espèce (f). . . . .	127
3. Le facteur de résistance d'une espèce (Q). . . . .	127
4. La synthèse des données du facteur de résistance et de la fréquence- couverture. . . . .	127
III La cartographie des zones d'IPA. . . . .	129
IV La teneur de fluor des transplanta- tions des thalles du <u>Parmelia</u> <u>sulcata</u> . . . . .	129
<u>Résultats</u> . . . . .	130
<u>Discussion et Conclusion.</u> . . . . .	134
 CHAPITRE VII: SOMMAIRE ET CONCLUSION GENERALE . . . . .	 141
REFERENCES . . . . .	151

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	1.	Comparaison au moyen du rapport $\bar{F}$ de la quantité de fluor accumulé par le <u>Funaria</u> à la suite de fumigations de durées (4, 7, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). . . . .	28
Tableau	2.	Comparaison au moyen du rapport $\bar{F}$ de la quantité de fluor accumulé par l' <u>Hypogymnia</u> à la suite de fumigations de durées (4, 7, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). . . . .	28
Tableau	3.	Comparaison au moyen du rapport $\bar{F}$ , de la quantité de fluor accumulé par le <u>Funaria</u> à la suite de fumigations de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb) . .	29
Tableau	4.	Comparaison au moyen du rapport $\bar{F}$ , de la quantité de fluor accumulé par l' <u>Hypogymnia</u> à la suite de fumigations de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb). . . . .	29
Tableau	5.	Pourcentage d'augmentation en fluor en considérant la durée de l'injection . . . . .	31
Tableau	6.	Pourcentage d'augmentation en fluor en considérant la concentration à l'injection . . . . .	31
Tableau	7.	Comparaison au moyen du rapport $\bar{F}$ , de la quantité de fluor qui reste dans le <u>Funaria</u> après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées (4, 8, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). . . . .	33
Tableau	8.	Comparaison au moyen du rapport $\bar{F}$ , de la quantité de fluor qui reste dans l' <u>Hypogymnia</u> après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées (4, 8, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). . . . .	33

Tableau 9.	Comparaison au moyen du rapport $\frac{F}{F_0}$ , de la quantité de fluor qui reste dans le <u>Funaria</u> après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb). . . . .	34
Tableau 10.	Comparaison au moyen du rapport $\frac{F}{F_0}$ , de la quantité de fluor qui reste dans l' <u>Hypogymnia</u> après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb). . . . .	34
Tableau 11.	Comparaison au moyen du rapport $\frac{t}{t_0}$ , des teneurs moyennes en fluor du <u>Funaria</u> à la suite de fumigation et après récupération pour des durées et des concentrations différentes. . . . .	36
Tableau 12.	Comparaison au moyen du rapport $\frac{t}{t_0}$ des teneurs moyennes en fluor de l' <u>Hypogymnia</u> à la suite de fumigation et après récupération pour des durées et des concentrations différentes . . . . .	37
Tableau 13.	Pourcentage de régénération des feuilles après fumigation à l' $O_3$ . . . . .	52
Tableau 14.	Les valeurs de $\chi^2$ en tenant compte uniquement des durées de fumigation à l' $O_3$ . . . . .	53
Tableau 15.	Les valeurs de $\chi^2$ en tenant compte uniquement des concentrations d' $O_3$ . . . . .	53
Tableau 16.	Pourcentage de régénération des feuilles après fumigation au $SO_2$ . . . . .	55
Tableau 17.	Les valeurs de $\chi^2$ en tenant compte uniquement des durées de fumigation de $SO_2$ . . . . .	57
Tableau 18.	Les valeurs de $\chi^2$ en tenant compte uniquement des concentrations de $SO_2$ . . . . .	57

Tableau 19.	Estimation des changements chez les transplantations de <u>Parmelia</u> . . . . .	78
Tableau 20.	Concentrations du fluor chez les transplantations. . . . .	83
Tableau 21.	Relevé des épiphytes de la station Markstay. . . . .	103
Tableau 22.	Epiphytes récoltés à Sudbury et leur degré de fréquence-couverture. . . . .	107
Tableau 23.	Nombre d'épiphytes et valeurs d'IPA des stations. . . . .	108
Tableau 24.	Distribution des lichens épiphytiques dans les zones d'IPA. . . . .	110
Tableau 25.	Nombre de fumigations au SO <sub>2</sub> potentiellement nocives à Sudbury. . . . .	115
Tableau 26.	Epiphytes récoltés à Arvida et leur degré de fréquence-couverture . . . . .	126
Tableau 27.	Relevé des épiphytes de la station 5. . . . .	128
Tableau 28.	Nombre d'épiphytes et valeurs d'IPA de toutes les stations. . . . .	131
Tableau 29.	Pourcentage de présence et valeur maximum de Q x f pour chaque épiphyte . . . . .	133

LISTE DES FIGURES

Fig. 1.	Système de fumigation installé au laboratoire. . . . .	14
Fig. 2.	Teneur en fluor des plantes après fumigation et après récupération . . . . .	26
Fig. 3.	Système de chambres à fumigation installé dans la serre. . . . .	49
Fig. 4.	Pourcentage de régénération des feuilles après fumigation à l'O <sub>3</sub> et au SO <sub>2</sub> . . . . .	58
Fig. 5.	Stations où les planchettes d'épiphytes furent exposées, à Arvida. . . . .	67
Fig. 6.	Spectre d'absorption de la chlorophylle du <u>Parmelia sulcata</u> transplanté, à Arvida . . . . .	80
Fig. 7.	Courbe des concentrations du fluor, du <u>Parmelia</u> et de l' <u>Orthotrichum</u> . . . . .	84
Fig. 8.	Stations inventoriées, à Sudbury . . . . .	98
Fig. 9.	Limites des zones d'IPA, à Sudbury . . . . .	111
Fig. 10.	Limites des zones de pollution du SO <sub>2</sub> , à Sudbury. . . . .	117
Fig. 11.	Usine d'Aluminium d'Arvida . . . . .	123
Fig. 12.	Stations inventoriées, à Arvida. . . . .	125
Fig. 13.	Limites des zones d'IPA à Arvida . . . . .	136
Fig. 14.	Valeurs maxima d'IPA et des concentrations de Fluor en relation avec les distances correspondantes. . . . .	139

LISTE DES PLANCHES

Planche 1. Dommages causés au Funaria hygrometrica par la fumigation au fluor. . . 22

Planche 2. Dommages causés aux cellules algua-  
les par la fumigation au fluor. . . . . 25

Planche 3. Disques d'écorce portant des lichens  
transplantés à Arvida . . . . . 74

Planche 4. Disques d'écorce portant des lichens  
transplantés à Arvida (en couleurs) . . 76

Planche 5. Roc dénudé et dommages causés aux  
arbres par les cheminées de Sud-  
bury. . . . . 94

## RÉSUMÉ

Le but de ce travail est d'étudier l'influence de la pollution de l'air sur les mousses et les lichens épiphytiques. Cette thèse comprend deux sections: d'abord une partie expérimentale où l'on cherche à connaître, en laboratoire, les effets de l'anhydride sulfureux, de l'ozone et du fluor sur quelques espèces de mousses et de lichens, plus spécialement le Funaria hygrometrica, l'Hypogymnia physodes et le Parmelia sulcata; puis une seconde partie, surtout écologique, où l'on cherche à établir, sur le terrain, l'influence à long terme du SO<sub>2</sub> et du HF sur la végétation épiphytique.

Les résultats montrent qu'en atmosphère partiellement contrôlée, les effets des polluants sont facilement reconnaissables et que même de faibles quantités de gaz peuvent être nocives pour les mousses et les lichens. Autour de grandes industries (Aluminium à Arvida, Québec, et Nickel à Sudbury, Ontario) on trouve que la composition et la luxuriance de la végétation épiphytique sont directement influencées par les gaz toxiques s'échappant de ces industries.

## ABSTRACT

The purpose of this research is to study the influence of air pollution on epiphytic mosses and lichens. This work is divided into two sections: first an experimental part where are studied, in the laboratory, the effects of sulfur dioxide, ozone and fluoride on a few mosses and lichens, especially Funaria hygrometrica, Hypogymnia physodes, and Parmelia sulcata; then, an ecological part where the long term effects of  $\text{SO}_2$  and HF on the epiphyte vegetation are analyzed.

Results have shown that in partially controlled atmosphere, the effects of gases are easily recognized and that, even in small quantities, they could be harmful to mosses and lichens. Around large industries (Aluminium Plant in Arvida, Quebec, and Nickel Plant in Sudbury, Ontario) the composition and luxuriance of the epiphytic vegetation is directly influenced by toxic gases emanating from these industries.

## CHAPITRE I

### INTRODUCTION GÉNÉRALE

La pollution de l'air autrefois considérée comme un inconvénient mineur est jugée aujourd'hui un fléau social. De plus en plus, l'atmosphère des villes et surtout celle des régions industrielles se charge d'impuretés. Il est prouvé désormais que 85 à 90% de l'air pollué des villes de l'Amérique du Nord est constitué de gaz invisibles très corrosifs voire même mortels. De son côté, la fumée visible compte pour 10 à 15% de la pollution atmosphérique. Les automobiles, par le monoxyde de carbone et l'industrie, par le  $\text{SO}_2$ , le HF et le  $\text{H}_2\text{S}$ , y concourent pour une large part.

Plusieurs disciplines scientifiques se sont attaquées résolument à la tâche pour essayer d'expliquer cet état de fait. Les écologistes, de leur côté, ont apporté leur contribution spécifique dont un des aspects est l'étude de l'influence de la pollution sur les végétaux.

L'observation de la végétation naturelle ou des cultures permet habituellement à un botaniste quelque peu expérimenté de délimiter à première vue les zones où les gaz phytotoxiques ont causé des dégâts; les espèces sur lesquelles est basé ce diagnostic présentent des réactions morphologiques caractéristiques: nécrose, chlorose ou autres altérations.

2

De nombreux travaux écologiques, physiologiques et biochimiques furent poursuivis chez les plantes supérieures. Toutefois, l'usage des mousses et des lichens comme bioindicateurs de la pollution ne s'est perfectionné que récemment. Cependant Nylander (1866) fut un des premiers à signaler le rôle de la végétation lichénique face à la contamination de l'air: "Les lichens, écrivit-il, donnent à leur manière la mesure de salubrité de l'air et constituent une sorte d'hygiomètre très sensible". Ce commentaire du fameux botaniste suscita chez les lichénologues des recherches plus intenses en relation avec ce problème. Barkman (1958), DeSloover et LeBlanc (1968), Skye (1968) et Hawksworth et Rose (1970) ont résumé la plus grande partie des écrits sur les épiphytes et la pollution de l'air.

Barkman (1969) a relevé, qu'au cours du siècle dernier, la flore hollandaise a perdu 3.8% de ses plantes supérieures, 15% de ses bryophytes terrestres, 13% de ses bryophytes épiphytiques et 28% de ses lichens épiphytiques. Face à une situation semblable qui s'est répétée dans plusieurs pays ou dans plusieurs grandes villes, il y a diverses opinions chez les chercheurs quant à la cause véritable de cet état de fait. Il ne s'agit pas dans cette controverse de nommer les causes mais de trouver la cause prédominante. Est-ce la sécheresse ou est-ce la pollution de l'air? Les chercheurs se divisent alors en 3 groupes:

la majorité optent pour l'hypothèse de la pollution de l'air; un petit groupe, parmi lesquels Rydzak (1959, 1968), Steiner et Schulze-Horn (1955), Klement (1956, 1958), Beschel (1958) et Natho (1964a, b et c) croient à l'hypothèse de la sécheresse. Quelques autres spécialement Felföldy (1942), Barkman (1958), Brodo (1966) et Domrös (1966) affirment que ce n'est ni la pollution de l'air ni la sécheresse mais les deux à la fois qui sont responsables de la disparition des lichens dans les villes urbanisées ou industrialisées.

Le partisan le plus ardent de l'hypothèse de la sécheresse est Rydzak. L'appauvrissement de la flore lichénique des grandes villes, affirme-t-il n'est pas l'effet des gaz toxiques mais celui d'un ensemble de facteurs locaux qui diminuent l'humidité de l'atmosphère. Les cités posséderaient-elles à ce point des conditions de sécheresse qu'elles causeraient la mort des épiphytes, mousses ou lichens? Selon les données de Landsberg (1962) et de Chandler (1967) cela ne semble pas probable. De simples changements d'humidité deviendraient-ils létaux pour les épiphytes? Rao et LeBlanc (1966) qui ont étudié les effets à long terme de la dessiccation sur la viabilité de l'algue du lichen répondent par la négative. D'autre part plusieurs espèces de lichens devraient normalement se trouver dans une atmosphère humide qu'elle soit polluée ou non polluée. Or de nombreux travaux sur le terrain (Skye, 1968; Barkman, 1958; Rao et LeBlanc, 1967) ont démontré qu'une atmosphère humide polluée ne permettrait pas nécessairement la croissance des

lichens. Bien plus, il appert que dans un endroit pollué, la sécheresse au lieu d'être une calamité est souvent un avantage pour les plantes (Rao et LeBlanc, 1966). Enfin si l'humidité était le facteur primordial, on trouverait une végétation de lichens reliques dans les lieux humides des villes. Or, cela n'est pas.

La contamination de l'air serait-elle alors la cause primordiale de l'extinction des épiphytes? Une chose est certaine, c'est que la végétation des mousses et des lichens est normale seulement quand l'air est pur ou que le niveau de la pollution ne dépasse pas un seuil limite. En effet, sous la dépendance de la concentration de la pollution et des vents dominants, "le désert d'épiphytes" s'étend loin en dehors des villes. Ce désert détermine des zones elliptiques avec l'axe principal dans l'orientation des vents dominants qui transportent de la source, les gaz délétères. Si la sécheresse était le facteur responsable de ces zones, celles-ci décriraient des cercles concentriques au centre de la cité.

Mais parce que se maintient toujours l'opinion de Rydzak (1959) à savoir que la pauvreté de la flore lichénique des villes industrialisées n'est pas produite par les composés toxiques de l'atmosphère, il s'imposait de fournir de nouvelles preuves à l'appui de l'hypothèse de la pollution.

Puisque dans les endroits pollués les lichens sont rares, il s'avérait nécessaire d'en introduire quelques

5

espèces pour permettre l'étude de leur réaction aux polluants. Toutefois, il n'y a pas de doute qu'il est extrêmement difficile par des observations sur le terrain seulement de dégager parmi un grand nombre de facteurs écologiques celui qui a une influence marquée sur ces organismes mais il y a des raisons suffisantes de croire que les effets produits sur les épiphytes transplantés sont dus essentiellement à la pollution de l'air. Malgré tout Rydzak (1968) soutient encore, au sujet des transplantations, qu'on ne peut attribuer uniquement à la pollution de l'air la création des conditions non favorables à la croissance des lichens mais plutôt aux altérations des conditions d'humidité. Cette affirmation semble non valide puisque les témoins de la zone non polluée montrent un accroissement mesurable de leurs thalles en dépit des changements d'humidité du milieu. Schönbeck (1969), par des observations similaires, a rendu ces expériences de transplantation encore plus convaincantes. Dans les villes industrielles, les transplantations d'épiphytes sur des arbres, face aux rivières ou aux lacs, n'ont pas survécu, bien que l'air y était suffisamment humide.

Par dessus tout, la nature des dommages observés dans les cellules d'algues des lichens et dans les cellules des mousses transplantées sont tellement semblables aux dommages des cellules exposées au  $SO_2$  (Rao et LeBlanc, 1966) et au HF dans le laboratoire qu'on peut difficilement manquer de faire la corrélation entre les effets constatés sur les transplantations d'épiphytes et la pol-

lution à l'anhydride sulfureux et au fluor des endroits inventoriés.

Il est évident alors que ce n'est ni le fait de la transplantation ni de la création de quelques conditions écologiques non favorables mais le stress de la pollution qui est responsable de la mort des épiphytes transplantés.

Ces conclusions tirées des observations sur le terrain ne deviennent significatives que lorsqu'elles sont appuyées par des expériences contrôlées dans les laboratoires. C'est pourquoi la recherche actuelle se présente sous deux aspects différents:

a) Les expériences de laboratoire

Des fumigations artificielles avec des concentrations et des durées variées détermineront les effets du fluor sur le Funaria hygrometrica et l'Hypogymnia physodes. Les observations porteront d'abord sur les effets macroscopiques et microscopiques du fluor sur les feuilles et sur le thalle puis sur le degré d'accumulation du fluor et sur la capacité de récupération de ces plantes durant les trois semaines qui suivront la fumigation. Les analyses seront réalisées par la méthode de microdiffusion et celle de l'électrode spécifique Orion pour le fluor.

On verra par exemple à quelles concentrations la mousse et le lichen porteront des marques de chlorose et quand s'amorceront la désintégration des chloroplastes et la plasmolyse des cellules. On démontrera également l'augmentation du fluor dans la Funaire et l'Hypogymnie avec

des doses et/ou des durées croissantes de fumigation. Enfin après trois semaines de récupération, on observera quelle partie du fluor acquis à la fumigation sera perdue par le Funaria et l'Hypogymnia.

On explorera aussi les potentialités de régénération végétative chez le Funaria hygrometrica après des fumigations à l'ozone et à l'anhydride sulfureux. On verra entre autres que le pouvoir régénérateur chez une feuille entière isolée du gamétophyte est relativement élevé et qu'il est plus grand chez les feuilles du sommet de la tige que chez celles de la base. Le pourcentage de régénération serait-il inversement proportionnel à la durée de l'exposition et à la concentration, à la fois pour l'ozone et pour l'anhydride sulfureux? N'y aurait-il pas un effet stimulant sur le pourcentage de régénération pour l'un et/ou l'autre de ces deux gaz? On essaiera de répondre à ces deux questions.

On transplantera également, dans la région d'Arvida où existe un sérieux problème de pollution causée par le fluor de l'usine d'aluminium, des disques d'écorce portant des mousses et des lichens. A chaque station, on fixera sur un arbre deux planchettes à une hauteur de 8-10 m. La première sera enlevée après 4 mois et la seconde après 12 mois. On comparera au témoin les épiphytes ainsi exposés au fluor en tenant compte des critères suivants: changement de couleur, morphologie externe, plasmolyse des cellules de l'algue du lichen, désagrégation de la

chlorophylle et concentration du fluor dans le Parmelia sulcata et l'Orthotrichum obtusifolium. On pourra observer que la pollution par le fluor affecte le bilan d'eau, produit des changements dans la chlorophylle, cause d'autres dommages aux lichens et aux mousses qui éventuellement peuvent en mourir.

b) Les travaux sur le terrain

Le nombre, la fréquence-couverture et le facteur de résistance des épiphytes du Populus balsamifera faciliteront le calcul des Indices de Pureté Atmosphérique (IPA) des 31 localités choisies aussi bien dans des endroits pollués que non pollués autour de Sudbury. Le territoire inventorié sera divisé en cinq zones différentes d'IPA à l'aide des indices eux-mêmes groupés de façon convenable.

On comparera ces zones avec celles déjà réalisées au moyen des enregistrements des concentrations moyennes de SO<sub>2</sub> au niveau du sol.

Autour de l'usine d'aluminium d'Arvida, on établira l'Indice de Pureté Atmosphérique (IPA) de 42 stations en se basant de nouveau sur l'étude phytosociologique des épiphytes du Populus balsamifera. Ces indices dont les valeurs sont de 0 à 103, seront groupés en 6 zones représentant des niveaux variés de pollution par le fluor. De plus, l'analyse du fluor accumulé dans les thalles du Parmelia sulcata, transplantés 12 mois auparavant, fournira une meilleure approximation des limites du pol-

luant à l'intérieur des différentes zones. On verra qu'il existe une relation entre les valeurs d'IPA et le taux de pollution. Enfin, on pourra peut-être démontrer que la méthode biologique employée est un moyen rapide, efficace et économique pour construire des cartes exprimant les effets à long terme de la pollution dans un endroit donné.

PREMIERE PARTIE: TRAVAIL EXPERIMENTAL

## CHAPITRE II

## INFLUENCE DU FLUOR SUR LES BRYOPHYTES ET LES LICHENS

Adams et al (1956) ont rapporté que, chez plusieurs espèces de plantes supérieures, il y a une relation directe entre la concentration moyenne du fluor atmosphérique et l'étendue des dommages causés aux feuilles. La sensibilité de ces plantes est aussi en relation étroite avec le degré d'accumulation du fluor dans les feuilles et avec la toxicité des composés fluorés. Une meilleure compréhension des facteurs responsables de l'accumulation du fluor clarifierait le mécanisme de toxicité de ce gaz.

Zimmermann et Hitchcock (1956) ont prouvé que des plantes supérieures pouvaient accumuler et retenir dans leurs tissus de grandes quantités de fluor, lorsqu'elles étaient exposées à ce gaz dans des chambres à fumigation. Pour sa part, Weinstein (1961) a démontré la capacité que possédaient les feuilles de certaines plantes de perdre durant la période post-exposition une partie du fluor accumulé durant la période de fumigation.

Très peu d'expériences ont été réalisées dans ce domaine chez les plantes inférieures. On a donc entrepris des travaux sur le Funaria hygrometrica Hedw. et l'Hypogymnia physodes (L.) Nyl. afin de déterminer (a) leur degré de sensibilité au fluor atmosphérique par l'observation directe des symptômes de chlorose et de nécrose

chez les feuilles et les thalles, (b) leur degré d'accumulation du fluor à l'aide de la méthode de microdiffusion et de l'analyse à l'électrode spécifique Orion, et (c) leur capacité de récupération après le processus de fumigation.

#### MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le matériel de Funaria disponible pour les expériences de fumigation provenait de cultures en serre. Il était constitué de 24 séries de 3 pots ensemencés depuis neuf mois. L'Hypogymnia a été récolté dans la tourbière Mer Bleue, située près d'Ottawa.

Trois pots de mousse et une vingtaine de branchettes supportant le lichen sont mis dans une chambre à fumigation à des concentrations de 13 parties par billion (ppb), 65 ppb et 130 ppb d'acide fluorhydrique durant 4 heures, 8 heures et 12 heures. Dans une seconde série d'expériences, on emploie une seule concentration de 13 ppb durant 36 heures, 72 heures et 108 heures.

Toutes les expériences sont pourvues de plantes témoins placées dans une chambre analogue mais ne comportant pas d'injection de fluor.

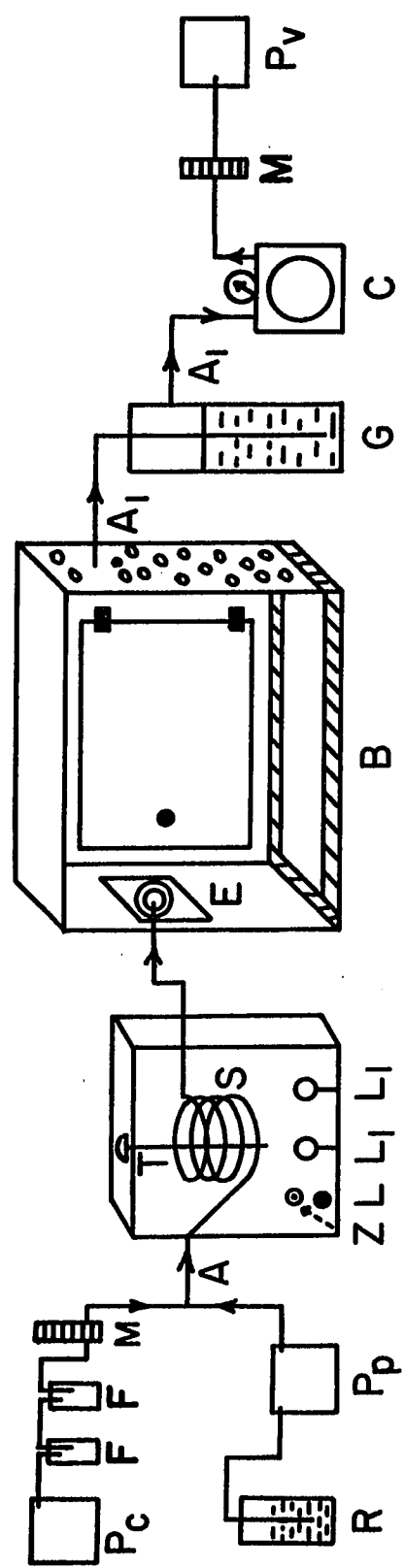
On a comparé au moyen du rapport  $\frac{t}{t_0}$  la quantité moyenne de fluor accumulé par les plantes à la suite de fumigation à celle retenue par "ces mêmes" plantes après trois semaines de récupération.

## I. La description du système de la chambre à fumigation

Une solution aqueuse d'acide fluorhydrique de concentration désirée est tirée du réservoir (R) à une vitesse connue (0.1 ml/mm) grâce à une pompe péristaltique et à des tubes calibrés (Fig. 1 ). La solution passe par un serpentin (S) en téflon de 8 m de longueur et de 3.2 mm de diamètre intérieur qui s'enroule dans une boîte isolée et chauffée à la température de 140°C à 170°C et maintenue telle par un thermostat (Z).

L'air, pour être déshydraté et filtré, traverse une colonne de gel de silice puis une autre contenant de la laine de verre et un filtre de charbon. Une pompe à compression ( $P_c$ ) projette l'air à l'intérieur du serpentin. La température de la boîte, la longueur du serpentin et la vitesse de l'air sont telles qu'une vaporisation complète se produit. L'acide fluorhydrique gazeux ainsi que la vapeur d'eau sont transportés par le jet d'air dans la position centrale d'un éventail (E) pour être distribués dans une chambre à fumigation de 44 x 44 x 24 cm en plexiglas (Germfree Laboratory Inc.).

L'injection continue de fluor en conjonction avec la circulation de l'air dans la chambre assure une concentration relativement uniforme du polluant dans la chambre pendant la période de fumigation. L'humidité dans la chambre est assurée à la fois par l'évaporation de l'eau toujours présente dans les soucoupes des pots de Funaria et par l'eau contenue dans les grands plateaux sur les-



- A Tube d'entrée du mélange gaz et air
- A<sub>1</sub> Tube de sortie du mélange gaz et air
- B Chambre à fumigation
- C Compteur à gaz sec
- E Eventail
- F Filtre
- G Collecteur Greenburg-Smith
- L Lampe pilote
- L<sub>1</sub> Lampe 500 watts
- M Manomètre
- P<sub>c</sub> Pompe à compression
- P<sub>p</sub> Pompe péristaltique
- P<sub>v</sub> Pompe à vide
- R Réservoir
- S Serpentin en téflon
- T Thermomètre
- Z Thermostat

Fig. 1 Système de fumigation installé au laboratoire.

quels reposent les branchettes de Picea mariana, l'hôte du lichen.

Les concentrations de fluor atmosphérique dans la chambre à fumigation peuvent être calculées si l'on connaît la vitesse d'échange de l'air dans la chambre, les concentrations de la solution utilisée et la vitesse à laquelle elle est injectée dans le système. Ces deux dernières peuvent être contrôlées pour obtenir des concentrations désirées de fluor atmosphérique.

L'air fluoré de la chambre à fumigation est tiré par une pompe à vide (Pv) à travers le système suivant: un tube de téflon qui se rend à un collecteur Greenburg-Smith en polyéthylène, un compteur à gaz sec, et un manomètre (Fig. 1 ).

Chaque prélèvement de la solution aqueuse de fluor est mesuré par l'électrode spécifique Orion pour les ions  $F^-$ . Les lectures de l'appareil (en millivolts) sont alors reportées sur une courbe standard préalablement tracée avec des quantités standards de NaF et qui donne directement la concentration du fluor de la solution.

Après chaque échantillonnage, le collecteur est rincé dans un bain d'acide et à plusieurs reprises dans une eau désionisée avant d'être utilisé à nouveau.

## II. La séparation du fluor des plantes

1. La préparation des échantillons. Les bouteilles en polyéthylène de 60cc sont lavées à l'acide, rincées plusieurs fois avec de l'eau désionisée avant usage et ne

sont employées qu'une seule fois. Un ruban adhésif de téflon est appliqué au filage du col de la bouteille pour assurer l'étanchéité du bouchon extérieur. Le papier Whatman N° 1, coupé en languettes de 1 1/4 cm x 4 cm, est trempé dans de l'eau bouillie désionisée rincé avec de l'eau froide désionisée puis séché et emmagasiné dans un dessiccateur sous vide. Plusieurs centaines de languettes sont préparées en une seule fois et conservées pour usage subséquent.

Les échantillons du Funaria et de l'Hypogymnia sortant de la chambre à fumigation et de la chambre témoin sont récoltés. On en prend immédiatement le poids frais puis le poids sec, après un séchage de 24 heures à 70°C. On prépare en triplicata 0.2 gr bien broyé de chaque échantillon dans un creuset de nickel préalablement passé à l'acide sulfurique à 66%, à l'hydroxyde de sodium à 50%, rincé plusieurs fois à l'eau désionisée puis chauffé au rouge. A cet échantillon, on ajoute 100 mg d'oxyde de calcium en poudre fine pour régulariser la concentration acide, quelques gouttes de phénolphtaléine et de l'eau distillée. Les creusets sont alors déposés durant deux heures sur une plaque chauffante et sous une lampe infrarouge puis enfin ils sont transportés dans un four à 600°C où pendant deux heures se complètera la réduction en cendres. On recueille ces dernières et on rince le creuset plusieurs fois avec de l'eau désionisée pour récupérer les plus fines particules.

2. La microdiffusion du fluor. La méthode développée par Teichman et al (1963) et modifiée pour le besoin est la suivante:

a) on met les cendres de la plante à analyser dans une bouteille en polyéthylène de 60 cc.

b) on place dans la bouteille une languette de papier filtre préalablement trempée dans une solution de NaOH à 1N entre le bouchon intérieur et le rebord de la bouteille afin de capter le fluor volatil.

c) on retire une petite quantité d'air de la bouteille en perçant le bouchon intérieur avec une seringue puis on ajoute immédiatement par le même orifice, 2 ou 3 ml d'une solution de 4 gr d'AgSO<sub>4</sub> dissous dans 100 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> à 66% avec une seringue de même calibration. Cette solution précipite les chlorures qui seraient présents, dénature les protéines et acidifie les plantes afin de permettre la volatilisation du fluor.

d) on visse le bouchon extérieur sur le ruban de téflon de façon à ce que la bouteille soit hermétiquement fermée et on agite doucement pour permettre l'action de l'acide sur la végétation puis on dépose ces bouteilles dans un four à 60°C pendant 24 heures.

e) on place les languettes de papier provenant du four dans des bouteilles en polyéthylène de 12 cc contenant 3 ml d'eau distillée pour dissoudre le fluorure de sodium. On agite fortement les bouteilles et on laisse décanter le liquide.

### III. L'analyse du fluor des plantes

1. L'électrode spécifique Orion. L'électrode combinée utilisée pour mesurer le fluor est le modèle Orion N° 96-09. L'élément sensible de l'électrode est une membrane rigide façonnée à partir d'un cristal de fluorure de lanthane qui sépare la solution interne de l'électrode de la solution de l'échantillon. Ce cristal singulier est un conducteur ionique exclusivement pour les ions fluor.

Parce que la solution interne de l'électrode contient des niveaux fixes d'ions fluorures et d'ions chlorures, un potentiel constant s'est développé entre le Ag/AgCl de l'électrode interne de référence et la solution de remplissage et également entre la solution de remplissage et la surface interne du cristal particulier. Alors les changements dans le potentiel de l'électrode proviennent seulement des changements de l'activité ionique de l'échantillon de fluor.

On dilue tous les standards de NaF à 1, 2, 3, 4, 5 ppm et les échantillons (1:1) avec la solution tampon Tisab (Total Ionic Strength Adjustment Buffer) pour ramener leur pH entre 5.0 et 5.5. On prépare une courbe standard pour convertir les valeurs exprimées en millivolts par l'appareil en valeurs de concentration d'ions fluor.

2. Le spectrophotomètre. Quelques duplicata des échantillons en poids sec furent analysés au Schwarzkopf

Microanalytical Laboratory à New-York. La méthode employée est celle de Greenhalgh et Riley (1961) utilisant un tube à combustion avec  $O_2$  humide. On y a effectué la détermination du fluor en ppm (partie par million) par le processus colorimétrique alizarin-complexone-lanthane.

### RÉSULTATS

1. La sensibilité au fluor du Funaria et de l'Hypogymnia.

a) Les effets macroscopiques. L'acide fluorhydrique gazeux provoque la chlorose des feuilles et du thalle mais elle varie selon le dosage et la durée de la fumigation et aussi selon l'âge de la plante. Le diagnostic visuel devient alors extrêmement difficile. Les analyses chimiques sont donc essentielles pour définir la teneur des concentrations toxiques du fluor dans les feuilles.

Les fumigations de courtes durées et de faible concentration (13 ppb/4 ou 8 heures), en général, ne produisent aucun symptôme apparent. A une concentration un peu plus élevée (65 ppb/12 heures), les feuilles présentent de façon non uniforme des débuts de chlorose à l'apex tandis que les thalles plus sensibles se soulèvent ici et là de leur support et sont marqués plus fortement par le processus de décoloration. Sous l'effet d'une concentration encore plus forte combinée à une période relativement courte d'exposition (130 ppb/8 ou 12 heures), les dommages s'accroissent aux régions apicales et marginales

de la feuille alors que le thalle se recroqueville à demi. Toutefois, il importe de noter ici des réponses parfois très différentes à une même fumigation et cela chez les plantes d'une même espèce.

Après une fumigation prolongée (36, 72 ou 108 heures) à basse concentration de fluor (13 ppb), des dommages se manifestent typiquement sur les feuilles et sur le thalle alors que les plantes témoins sont en parfaite condition. Les symptômes visibles chez le Funaria (Planche 1) sont des degrés variés de chlorose au bout des feuilles, près des marges, ou encore l'apparition sur le limbe, d'îlots de cellules nécrosées. La couleur vert olive apparaît d'abord puis la feuille passe au jaune et au brun rougeâtre: ce sont les étapes d'une chlorose progressive. De son côté, l'Hypogymnia présente des marges recourbées vers le haut, ce qui détache partiellement le lichen de son substratum. Sur le cortex supérieur on remarque aussi des fissures plus ou moins gorgées d'une substance qui ressemble à des acides gras (Hale, 1961). La couleur normale gris argent de l'Hypogymnia change pour une jaunâtre, rosâtre ou brunâtre selon la gradation ascendante de la dose de fumigation.

b) Les effets microscopiques. Des émanations fluorées de 13 ppb durant 4, 8 et 12 heures produisent généralement chez le Funaria et l'Hypogymnia une faible altération dans la forme du chloroplaste mais celui-ci redevient normal après une période de récupération. Les concentrations de 65 et 130 ppb durant 8 et 12 heures pro-

## PLANCHE 1

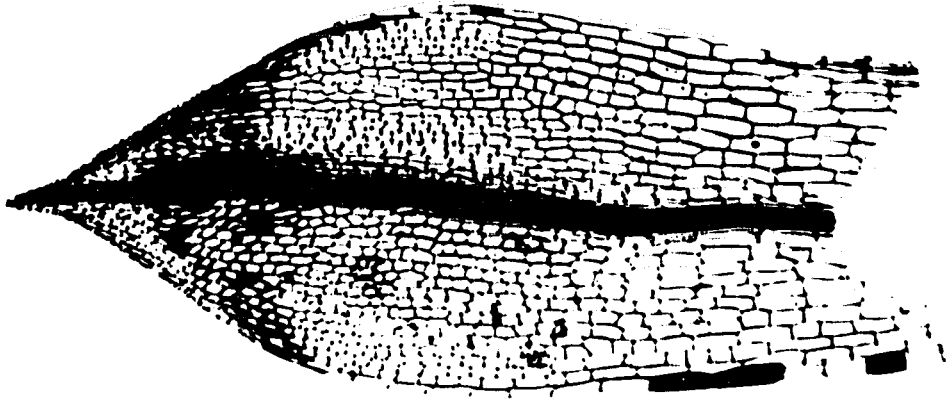
Domages causés au Funaria hygrometrica  
par la fumigation au fluor.

Fig. 1. La chlorose se manifeste à l'apex  
des feuilles et près des marges,  
après 36 heures de fumigation à  
13 ppb.

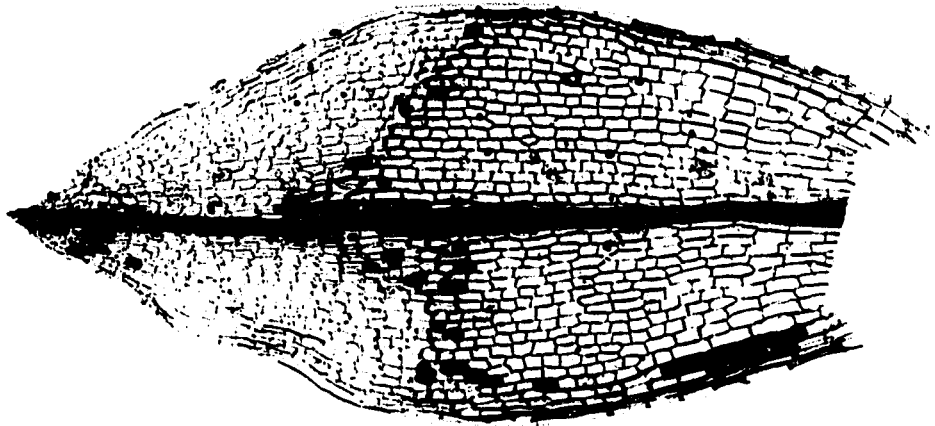
Fig. 2. La surface chlorosée s'agrandit et  
quelques îlots de cellules nécrosées  
apparaissent, après 72 heures de fu-  
migation à 13 ppb.

Fig. 3. La feuille entière a perdu sa colora-  
tion verte. Les cellules semblent vi-  
dées de leur contenu après 108 heures  
de fumigation à 13 ppb.

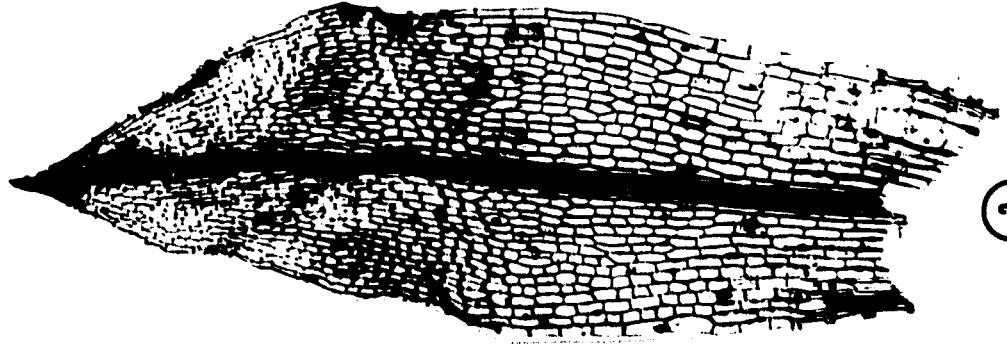
PLANCHE 1



1



2



3

voquent une désintégration des chloroplastes suivie d'une rétraction du protoplasme des cellules. Quand le cytoplasme s'affaisse, le dommage devient alors irréversible (Planche 2).

Après une fumigation, les cellules apicales et marginales des feuilles de la Funaire sont plus plasmolysées que les cellules basales et deviennent aussi plus facilement chlorosées et nécrosées. Les cellules d'algue du lichen présentent également des degrés variés de plasmolyse et de décoloration (Planche 2). L'état de ces cellules affectées est très différent de celui des cellules témoins.

## 2. L'accumulation du fluor dans le Funaria et l'Hypogymnia

Une même durée de fumigation à l'acide fluorhydrique (4 ou 8 ou 12 heures) avec des doses croissantes (13 et 65 et 130 ppb) présente une augmentation du contenu en fluor (ppm) chez le Funaria et l'Hypogymnia. Le Funaria, par exemple, peut accumuler 249 ppm, après une fumigation de 4 heures à 13 ppb; pour le même temps mais à 65 ppb, le résultat est de 348 ppm tandis qu'à 130 ppb, toujours pendant 4 heures, il est de 414 ppm. Cette gradation s'observe également pour les périodes de 8 heures et le 12 heures et pour toutes les périodes de l'Hypogymnia (Fig. 2).

Un résultat analogue se produit quand on fumige avec une même dose (13 ou 65 ou 130 ppb) d'acide fluorhydrique mais avec des durées de plus en plus longues (4 et

## PLANCHE 2

Domages causés à l'Hypogymnia physodes  
par la fumigation au fluor.

Fig. 1. Les cellules d'algue du témoin.

Fig. 2. L'équilibre de la cellule d'algue est  
rompu: le cytoplasme réagit sur le mi-  
lieu et vice versa, après 8 hres à 65 ppb.

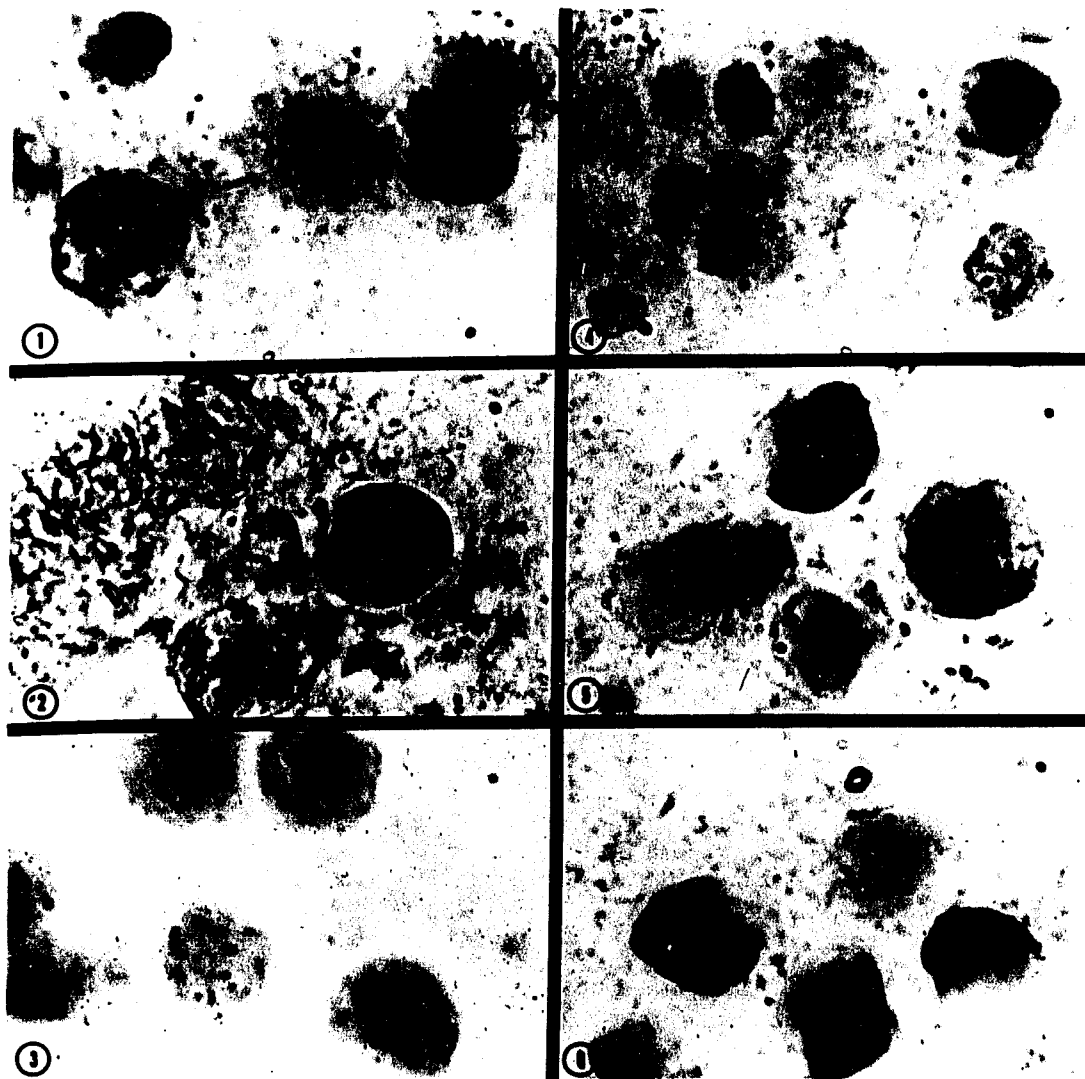
Fig. 3. Il y a altération des chloroplastes et dé-  
but de plasmolyse de la cellule, après  
12 hres de fumigation à 65 ppb.

Fig. 4. La plasmolyse et la décoloration de la cel-  
lule d'algue s'intensifient. Le cercle blanc  
indique la contraction du cytoplasme après  
36 heures de fumigation à 13 ppb.

Fig. 5. Le processus de désintégration suit son  
cours: le contenu de la cellule se répand  
à l'extérieur de la paroi cellulaire après  
72 heures de fumigation à 13 ppb.

Fig. 6. L'algue est complètement détruite après  
108 heures de fumigation à 13 ppb.

PLANCHE 2



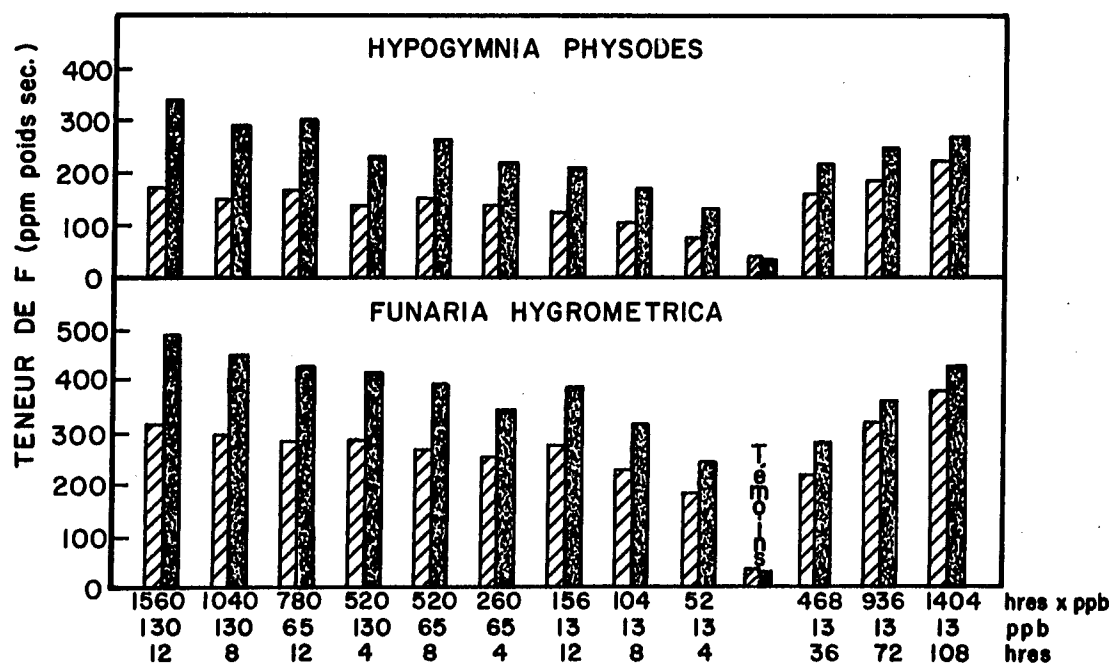


Fig. 2 Teneur en fluor du Funaria et de l'Hypogymnia (ppm de poids sec) après fumigation (bande tachetée) et après récupération (bande rayée). cf. Tableaux 1 à 12 inc. pour les statistiques.

8 et 12 heures). Ainsi, avec une même concentration de 13 ppb, on obtient avec le Funaria 249 ppm après 4 heures de fumigation, 315 ppm après 8 heures et 384 ppm après 12 heures. L'augmentation se continue de la même façon pour les concentrations de 65 ppb et de 130 ppb pour toutes les concentrations de l'Hypogymnia (Fig. 2 ).

On a de plus étudié au moyen de l'analyse de la variance l'effet de la durée, de la concentration et de l'interaction durée-concentration sur la quantité du fluor présent dans chacune des plantes étudiées immédiatement après la fumigation. Les résultats apparaissent aux Tableaux 1-2 et 3-4.

Ces résultats coïncident, à quelques exceptions près, avec ceux obtenus par le Schwarzkopf Microanalytical Laboratory. Ainsi, on a trouvé qu'après 4 heures de fumigation à 13 ppb, le Funaria avait accumulé 249 ppm tandis que l'échantillon analysé à New-York contenait 230 ppm; à la même concentration durant 72 heures, le résultat d'Ottawa était de 363 ppm et celui de Schwarzkopf 350 ppm. De même l'Hypogymnia, après 12 heures de fumigation à 13 ppb, accumulait 124 ppm dans les échantillons analysés à Ottawa aussi bien que dans ceux analysés à New-York. Après 108 heures de fumigation à 13 ppb, on a trouvé 213 ppm de fluor dans les échantillons tandis que le laboratoire de New-York n'en a trouvé que 200.

L'accumulation du fluor semble un peu marquée lorsque les plantes soumises au polluant le sont à une

TABLEAU 1

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor accumulé par la *Funaria* à la suite de fumigations de durées (4, 8, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). Cf. Fig. 2.

Source	S.C.**	dl	Variance	F
Durée	41,472	2	20,736	479*
Concentration	82,134	2	41,067	950*
Durée x concentration	3,756	4	939	21*
Erreur	778	18	43	-
Total	128,140	26	-	-

\* :  $P < 0.001$

\*\* S.C. : somme des carrés

TABLEAU 2

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor accumulé par l'*Hypogymnia* à la suite de fumigations de durées (4, 8, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). Cf. Fig. 2.

Source	S.C.	dl	Variance	F
Durée	36,008	2	18,004	2572*
Concentration	71,834	2	35,917	5131*
Durée x concentration	665	4	163	23*
Erreur	126	18	7	-
Total	108,624	26	-	-

\* :  $P < 0.001$

TABLEAU 3

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor accumulé par le Funaria à la suite de fumigations de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb). Cf. Fig. 2.

Source	S.C.	dl	Variance	F
Inter	29,306	2	14,653	227*
Intra	386	6	64	-
Total	29,692	8	-	-

\* :  $P < 0.001$

TABLEAU 4

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor accumulé par l'Hypogymnia à la suite de fumigations de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb). Cf. Fig. 2.

Source	S.C.	dl	Variance	F
Inter	5,226	2	2,613	45*
Intra	346	6	57	-
Total	5,572	8	-	-

\* :  $P < 0.001$

dose forte et de courte durée plutôt qu'à une dose faible et de longue durée. Ainsi, le Funaria fumigé à 65 ppb durant 8 heures a donné 390 ppm tandis qu'à 130 ppb durant 4 heures, on a eu 414 ppm.

Le degré d'accumulation de plus en plus grand de fluor chez le Funaria et l'Hypogymnia peut aussi être calculé en tenant compte d'une échelle de gradation dans les valeurs d'exposition, c'est-à-dire, de la conjugaison du facteur polluant (ppb) par le facteur temps (heure). Ainsi, une fumigation de 13 ppb durant 4 heures donne une valeur d'exposition de 52 (13 ppb x 4 heures) alors que 130 ppb durant 4 heures donne 520 (130 ppb x 4 heures) (Fig. 2 ).

Le pourcentage d'augmentation du contenu en fluor de la plante apparaît plus élevé durant les premiers moments de la fumigation si on considère la durée de l'injection. Ainsi, à la concentration de 13 ppb, le pourcentage d'augmentation chez le Funaria est de 26% entre les fumigations de 4 et 8 heures tandis qu'il est de 21% entre celles de 8 et 12 heures. La même remarque s'applique aux concentrations de 65 ppb et de 130 ppb. Des résultats analogues sont obtenus pour l'Hypogymnia (Tableau 5 ). Le pourcentage d'augmentation de la teneur en fluor de la plante serait moindre dans les fumigations à concentration plus élevée. Ainsi, à l'exposition de 4 heures, le pourcentage d'augmentation du fluor se chiffre à 39% chez le Funaria quand on compare la concentration

TABLEAU 5

Pourcentage d'augmentation en fluor du Funaria et de  
l'Hypogymnia en considérant la durée de l'injection

	FUNARIA		HYPOGYMNIA	
	entre 4-8 hres	entre 8-12 hres	entre 4-8 hres	entre 8-12 hres
	%	%	%	%
13 ppb	26	21	30	28
65 ppb	12	9	16	16
130 ppb	9	8	20	20

TABLEAU 6

Pourcentage d'augmentation en fluor du Funaria et de  
l'Hypogymnia en considérant la concentration à l'injection

	FUNARIA		HYPOGYMNIA	
	entre 13-65 ppb	entre 13-130 ppb 2	entre 13-65 ppb	entre 13-130 ppb 2
	%	%	%	%
4 hres	39	33	75	45
8 hres	23	21	56	38
12 hres	10	14	42	32

de 65 ppb avec celle de 13 ppb, et à 33% quand on compare, toutes proportions gardées, la concentration de 130 ppb avec celle de 13 ppb. La même tendance se poursuit pour les fumigations de 8 heures et de 12 heures. Des résultats analogues sont obtenus pour l'Hypogymnia (Tableau 6 ).

### 3. La récupération par le Funaria et l'Hypogymnia

Ces résultats montrent que la concentration en fluor dans la plante diminue durant la période post-fumigatoire. En effet, les valeurs d'accumulation en fluor chez le Funaria et l'Hypogymnia vont en augmentant (Fig. 2) et leurs valeurs correspondantes, après la récupération de 3 semaines, suivent la même gradation même si au début, la teneur de fluor était bien inférieure (Fig. 2). Les résultats obtenus semblent démontrer que la durée, la concentration et l'interaction durée-concentration affectent de façon significative ( $P < 0.001$ ) la quantité de fluor retenue après 3 semaines de récupération et ce pour chacune des plantes étudiées. Les résultats apparaissent aux Tableaux 7-8 et 9-10.

Ainsi, après 3 semaines de récupération, le Funaria a perdu en moyenne entre 26 et 36% du fluor acquis à la fumigation tandis que l'Hypogymnia en a perdu entre 36 et 47%. On peut donc constater que la disparition du fluor de la plante ne se produit pas de façon uniforme chez toutes les espèces. L'expérience réalisée par Jacobson et al (1966) avec des variétés de glaïeuls

TABLEAU 7

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor qui reste dans le Funaria après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées (4, 8, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). Cf. Fig.2.

Source	S.C.	dl	Variance	F
Durée	10,700	2	5,350	700*
Concentration	23,664	2	11,832	1,548*
Durée x concentration	4,041	4	1,010	132*
Erreur	137	18	7	-
Total	38,544	26	-	-

\* :  $P < 0.001$

TABLEAU 8

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor qui reste dans l'Hypogymnia après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées (4, 8, 12 hres) et de concentrations variables (13, 65, 130 ppb). Cf. Fig. 2.

Source	S.C.	dl	Variance	F
Durée	6,802	2	3,401	419*
Concentration	15,516	2	7,758	957*
Durée x concentration	231	4	57	7*
Erreur	146	18	8	-
Total	22,696	26	-	-

\* :  $P < 0.001$

TABLEAU 9

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor qui reste dans le Funaria après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb). Cf. Fig. 2.

Source	S.C.	dl	Variance	F
Inter	5,798	2	2,899	41*
Intra	422	6	70	-
Total	6,220	8	-	-

\* :  $P < 0.001$

TABLEAU 10

Comparaison au moyen du rapport  $F$  de la quantité de fluor qui reste dans l'Hypogymnia après trois semaines de récupération d'une fumigation de durées variables (36, 72, 108 hres) et de concentration unique (13 ppb). Cf. Fig. 2.

Source	S.C.	dl	Variance	F
Inter	36,518	2	18,259	272*
Intra	402	6	67	-
Total	36,920	8	-	-

\* :  $P < 0.001$

corrobore cet avancé; par exemple, une semaine après exposition au HF, la variété Snow Princess avait perdu de 40 à 50% de son fluor tandis que la variété Queen Elisabeth en avait perdu 10%.

A l'intérieur d'une même espèce, la plante qui a accumulé le plus de fluor durant la fumigation est généralement celle qui en a perdu le plus à la post-exposition. Funaria par exemple, après une fumigation de 12 heures à 130 ppb présente la plus grande accumulation de fluor soit 313 ppm. Cette concentration la plus haute observée chez le Funaria correspond également à sa perte la plus élevée, soit 36%, après 3 semaines de récupération. De son côté l'Hypogymnia, dans les mêmes conditions de fumigation, absorbe 171 ppm et perd 47% de son contenu en fluor (Fig. 2 ).

La comparaison entre les teneurs en fluor de Funaria et de l'Hypogymnia après la fumigation à des durées et des concentrations différentes et après la récupération fournit des résultats statistiquement significatifs ( $P < 0.001$ ) exprimés par les Tableaux 11 et 12 .

#### DISCUSSION ET CONCLUSION

##### 1. La sensibilité au fluor du Funaria et de l'Hypogymnia

L'observation des dommages causés par les émissions fluorées au Funaria et à l'Hypogymnia suggère une certaine relation avec le contenu en fluor des feuil-

TABLEAU 11

Comparaison au moyen du rapport  $t$  des teneurs moyennes en fluor du Funaria à la suite de fumigation et après récupération pour des durées et des concentrations différentes. Cf. Fig. 2 pour les résultats.

Conditions	Fumigation	Récupération	Diff.	$t$	
<u>13 ppb</u>		<u>ppm.</u>	<u>ppm.</u>		
4 hres	M	249	184	65	9.027*
	$\sigma$	8.8	9.1	-	-
8 hres	M	315	224	91	14.967*
	$\sigma$	6.5	8.5	-	-
12 hres	M	384	268	116	19.333*
	$\sigma$	7.8	7.2	-	-
<u>65 ppb</u>					
4 hres	M	348	252	96	15.584*
	$\sigma$	7.9	7.5	-	-
8 hres	M	390	266	124	19.375*
	$\sigma$	8.1	7.8	-	-
12 hres	M	426	284	142	21.385*
	$\sigma$	7.9	8.7	-	-
<u>130 ppb</u>					
4 hres	M	414	285	129	23.035*
	$\sigma$	7.5	6.5	-	-
8 hres	M	450	296	154	25.666*
	$\sigma$	7.5	7.9	-	-
12 hres	M	489	313	176	27.500*
	$\sigma$	7.9	8.1	-	-
<u>13 ppb</u>					
36 hres	M	282	218	64	11.428*
	$\sigma$	7.9	6.5	-	-
72 hres	M	363	311	52	6.842*
	$\sigma$	9.5	9.5	-	-
108 hres	M	421	373	47	7.078*
	$\sigma$	8.5	6.5	-	-

\* :  $P < 0.001$

TABLEAU 12

Comparaison au moyen du rapport  $t$  des teneurs moyennes en fluor de l'Hypogymnia à la suite de fumigation et après récupération pour des durées et des concentrations différentes. Cf. Fig. 2 pour les résultats.

Conditions		Fumigation	Récupération	Diff.	t
<u>13 ppb</u>		<u>ppm.</u>	<u>ppm.</u>		
	M	123	78	45	7.812*
4 hres	$\sigma$	6.5	7.8	-	-
	M	161	98	63	9.051*
8 hres	$\sigma$	9.5	7.9	-	-
	M	207	124	83	14.067*
12 hres	$\sigma$	7.9	7.	-	-
<u>65 ppb</u>					
	M	216	132	84	13.636*
4 hres	$\sigma$	7.5	7.9	-	-
	M	252	150	102	17.708*
8 hres	$\sigma$	6.5	8.0	-	-
	M	294	168	126	16.071*
12 hres	$\sigma$	9.5	10.1	-	-
<u>130 ppb</u>					
	M	234	136	98	15.312*
4 hres	$\sigma$	8.5	7.5	-	-
	M	282	148	134	20.937*
8 hres	$\sigma$	8.1	8.0	-	-
	M	340	171	169	19.929*
12 hres	$\sigma$	9.8	11.35	-	-
<u>13 ppb</u>					
	M	214	156	63	8.181*
36 hres	$\sigma$	7.5	7.5	-	-
	M	245	186	59	10.243*
72 hres	$\sigma$	6.5	7.9	-	-
	M	273	213	60	8.333*
108 hres	$\sigma$	8.5	9.5	-	-

\* :  $P < 0.001$

les et du thalle. A l'analyse cependant, ce rapport semble un peu complexe. En effet, pour une même concentration de HF (65 ppb) et une même durée de fumigation (12 heures) le Funaria accumule plus d'ions toxiques (426 ppm) que l'Hypogymnia (294 ppm) et pourtant les symptômes extérieurs se développent plus rapidement chez le lichen que chez la mousse. Les différences d'accumulation du fluor n'expliquent donc pas totalement l'éventail de la sensibilité des espèces. Jacobson et al (1966) ont déjà démontré pour les plantes supérieures, qu'il n'y avait pas de relation directe entre l'étendue de la chlorose et le contenu en fluor des feuilles.

La présence des dommages doit donc dépendre non seulement de la quantité de F accumulé mais encore des différences de translocation et de position finale du fluor en un endroit particulier. Ces raisons peuvent peut-être expliquer pourquoi le coton, accumulateur rapide, ne présente presque pas de lésions, pourquoi la tomate, accumulateur moyen, subit des dommages modérés, et pourquoi le glaïeul, accumulateur plutôt lent, présente des blessures majeures (Jacobson et al, 1966).

Les changements de coloration des feuilles de la mousse et du thalle du lichen, de même que les marges recourbées et détachées du substratum, les fissures dorsales, les dépôts de produits extracellulaires de l'Hypogymnie ainsi que la plasmolyse des cellules de la Funaria et des cellules d'algues du lichen représentent

quelques changements significatifs en relation avec la fumigation au fluor.

Les symptômes visuels de décoloration des plantes traitées manifestent la possibilité que possèdent ces végétaux de servir comme indicateurs biologiques de l'atmosphère polluée par le fluor. Schönbeck (1969) par ses expériences dans la vallée de Rhur en Allemagne de l'Ouest a déjà signalé que l'Hypogymnia physodes était un bon indicateur biologique tant au point de vue qualitatif qu'au point de vue quantitatif pour le  $\text{SO}_2$  et le fluor.

Il serait peut-être opportun ici d'attirer l'attention sur une caractéristique importante du HF. En effet, ce composé a une affinité pour l'eau tellement forte qu'aucune substance chimique connue ne peut les dissocier (Banks et Goldwhite, 1966). On pourrait s'attendre alors à ce que l'acide fluorhydrique absorbé par la surface du thalle causerait peut-être par une légère déshydratation le plissement du cortex supérieur du lichen. Un tel rétrécissement provoquerait l'incurvation des lobes marginaux du lichen, conduirait au détachement d'une portion du thalle de son substratum et produirait des fissures à la surface du thalle. L'observation de Skye (1968) sur le repliement supérieur de la partie marginale du thalle de l'Hypogymnia physodes dans la région polluée de Stockholm est peut-être un indice de la présence de HF avec  $\text{SO}_2$  dans l'air.

Le fluor accumulé créerait également une condition physiologique favorable à l'exosmose causant une plasmolyse permanente aux cellules des feuilles et aux cellules d'algue

du lichen. On peut mentionner ici, que chez les plantes supérieures, le fluor est connu pour s'ingérer dans le régime de l'eau (Raay et Spierings, 1969). Ordin (1965) explique ce phénomène de plasmolyse par l'inhibition du métabolisme des composés de la paroi cellulaire.

Le fluor peut causer du dommage aux plantes même s'il n'apparaît pas de symptômes extérieurs; c'est ce que sous-entend le concept du "hidden injury". Treshow (1956), Solberg et al (1955) ont démontré l'existence de changements microscopiques dans les feuilles de certaines plantes sans aucune lésion apparente. Timmermann (1967) pour sa part, a pu vérifier des détériorations dans l'ultra-structure des cellules de feuilles traitées au fluor qui pourtant paraissaient normales à l'oeil ou au microscope optique. Comeau et LeBlanc (1971) ont également constaté que malgré l'absence complète de symptômes apparents sur les feuilles du Funaria après fumigation au  $SO_2$  et à l' $O_3$ , il existait un dérèglement du pouvoir de régénération chez ces feuilles et ils sont d'avis que le "hidden injury" pourrait être causé aussi par le fluor.

Les observations recueillies ici contribuent dans une certaine mesure à une meilleure compréhension des effets de l'acide fluorhydrique gazeux sur les macro- et microstructures du Funaria et de l'Hypogymnia. L'étude d'autres espèces et variétés viendra confirmer toute l'importance des facteurs, concentration et durée, sur la sensibilité des plantes inférieures.

## 2. L'accumulation du fluor dans le Funaria et l'Hypogymnia

Les thalles d'Hypogymnia peuvent absorber rapidement les substances toxiques (Smith, 1962). Les feuilles de Funaria également ont un pouvoir d'absorption remarquable. Cela pourrait peut-être expliquer pourquoi le lichen et la mousse traités avec une dose de 130 ppb de fluor pendant 12 heures peuvent concentrer respectivement au-delà de 340 et 489 ppm. Le fluor accumulé dans la plante augmenterait donc avec le dosage. Leone et al (1956) ainsi que Hitchcock et al. (1964) ont rapporté que pour le maïs et les tomates, par exemple, l'accumulation du fluor augmenterait avec un accroissement de la concentration en acide fluorhydrique.

Toutefois, il est bon de noter aussi que la concentration du fluor de même que l'âge et le stade de développement de la plante sont des facteurs critiques limitants autant pour l'accumulation du F que pour le développement du degré de chlorose (Hitchcock et al, 1964).

Les observations laissent croire que deux fois plus d'exposition, 8 heures au lieu de 4 heures, à une demi-concentration 65 ppb au lieu de 130 ppb semblait donner au Funaria et à l'Hypogymnia à la fois une meilleure chance de capter F mais aussi une meilleure chance de réagir avec ce F.

Il a été préférable ici de ne pas séparer la concentration du HF de la période d'exposition. En effet,

avec l'étude de ces plantes, le dosage combiné à la durée, c'est-à-dire la valeur d'exposition, a souvent un effet bien différent de celui produit uniquement par l'augmentation de la concentration du fluor. Ainsi, les effets brusques des fortes concentrations pour de courtes périodes de temps (130 ppb x 4 heures) et les effets de désintoxication des cellules pendant les longues périodes (13 ppb x 108 heures) peuvent altérer la réponse de la plante.

La diminution progressive des pourcentages d'augmentation du fluor, lorsque les plantes sont soumises à une même dose du polluant, laisse croire que la plante accumule plus facilement le fluor aux premières heures de la fumigation ou encore que plus le temps d'absorption est long, plus le fluor a de possibilité de se diluer ou d'être changé en d'autres composés fluorés.

### 3. La récupération par le Funaria et l'Hypogymnia.

On a trouvé que la quantité de fluor absorbée diminue dans la plante durant la période de post-fumigation. Cela n'est pas l'effet de la dilution due à la croissance car le Funaria et l'Hypogymnia ont une vitesse de développement quasi non mesurable pour des périodes aussi courtes. Cette diminution serait peut-être attribuée à la réaction d'équilibre qui existerait dans l'équation suivante:



De plus, Thomas (1958) affirme que chez les glaucés, en l'absence d'une source de fluor, la quantité de fluor déjà présent aux sites métaboliques diminue par translocation. McCune et al (1964) signalent aussi que le fluor présent dans les tissus des plantes peut être converti en une forme inactive.

Les pourcentages de fluor si différents chez le Funaria et l'Hypogymnia après la récupération pourraient laisser supposer l'existence d'un mécanisme d'autodéfense propre à chaque espèce qui permettrait à la plante partiellement intoxiquée de récupérer plus ou moins dans certaines conditions écologiques et physiologiques. Pour leur part, Hitchcock et al (1962) pensent que chaque espèce posséderait dans ses feuilles une teneur normale de fluor pour une concentration donnée de fluor dans l'air. On ne sait pas encore quel est au juste cet équilibre normal entre la plante et le fluor atmosphérique.

Durant la récupération, l'Hypogymnia a perdu 47% de son contenu en fluor tandis que le Funaria en a perdu 37% (à 130 ppb/12 heures). Cette perte de fluor plus élevée chez le lichen à superficie probablement plus grande que la mousse confirmerait peut-être l'observation de Hitchcock et al (1962) que la perte du fluor durant la récupération dépend pour une large part de la dimension de la plante.

A cause du phénomène de la récupération, MacLean et al (1969) soutiennent que l'accumulation du fluor par

les plantes ne peut donner d'indications précises sur la pollution par le fluor. Les analyses chimiques des feuilles ne pourront jamais remplacer les enregistrements automatiques parce qu'elles n'indiquent pas la durée, la fréquence ou la concentration du fluor de l'air. Toutefois, dans le cas où l'analyse se ferait immédiatement après une fumigation minutée et dosée, telle qu'on l'a réalisée, elle conserverait quand même sa qualité indicatrice de pollution.

## CHAPITRE III

INFLUENCE DE L'OZONE ET DE L'ANHYDRIDE SULFUREUX SUR LA  
RÉGÉNÉRATION DES FEUILLES DE  
FUNARIA HYGROMETRICA

Les mousses possèdent un pouvoir de régénération remarquable. Les recherches nombreuses, effectuées sur ce processus, ont été résumées par Heald (1898). Plus récemment, les publications de von Maltzahn et MacNutt (1958), Noguchi et Mizuno (1959), MacQuarrie et von Maltzahn (1959), Ward (1960), MacNutt et von Maltzahn (1960), von Maltzahn et Clark (1964), Giles et von Maltzahn (1967) et Gay (1968) jetèrent beaucoup de lumière sur le phénomène de la régénération des mousses.

Explorer les potentialités de régénération végétative chez la Funaire après fumigations à l'ozone et à l'anhydride sulfureux est le but de ce chapitre. En général, les dommages causés aux végétaux sont en fonction de la durée de l'exposition et de la concentration des gaz toxiques. On a étudié ces deux paramètres de la fumigation sur la reproduction végétative des feuilles du Funaria soumises à des conditions artificiellement créées pour observer leurs limites de tolérance à deux gaz toxiques.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

I. Les préalables à la fumigation

1. Le milieu de culture. Le milieu B de Kofler (1959) a semblé le plus propice à la croissance de la Funaire. Voici sa composition:

<u>Macroéléments</u>		<u>Microéléments</u>	
Ca (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> , 4 H <sub>2</sub> O	0.25 gr	Fe Cl, 6 H <sub>2</sub> O	1 mg.
K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ,	0.25 gr	Zn SO <sub>4</sub> , 7 H <sub>2</sub> O	1 mg
Mg SO <sub>4</sub> , 7 H <sub>2</sub> O	0.25 gr	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	1 mg
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0.20 gr	Mn SO <sub>4</sub> , H <sub>2</sub> O	0.1 mg
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> , 2 H <sub>2</sub> O	0.25 gr	Cu SO <sub>4</sub> , 5 H <sub>2</sub> O	0.03 mg
H <sub>2</sub> O au litre			

On conserve au réfrigérateur les solutions-mères dans des erlenmeyers en pyrex. L'eau bidistillée est constamment employée pour préparer, à partir des solutions-mères, les solutions à 1% de chaque sel. Chaque litre de milieu B est incorporé à 12 grammes de Noble-Agar pour être stérilisé à l'autoclave. Ce milieu gélosé est versé dans des pétris en pyrex de 12 cm de diamètre.

2. Le procédé d'ensemencement. L'ensemencement des spores est réalisé dans une chambre stérilisée aux rayons ultraviolets. A l'aide d'une aiguille de verre, on choisit sur un pétri gélosé trois points-repères qui serviront à recevoir ultérieurement les spores. Un cheveu taillé en biseau et monté sur une tige de verre faci-

lite le transfert d'une seule spore au point déjà repéré sur la gélose. On scelle le pétri avec du papier ciré extensible et adhésif pour protéger la culture de toute contamination.

3. Le lieu de croissance. Les cultures sont mises au phytotron à 24-25°C. Quand les protonémas portent des gamétophores, chaque gélose est coupée en trois parties que l'on dépose sur un mélange de terre et de vermiculite (1:1) stérilisées à l'autoclave. On recouvre la culture d'une cellophane et on met en serre, à l'abri des rayons solaires. On arrose ces cultures par un système automatique. Lorsque le gazon de mousse a gagné toute la surface de la terre, la cellophane est enlevée.

## II. Les conditions de fumigation

Le matériel de Funaria hygrometrica disponible pour les expériences de fumigation à l'ozone et à l'anhydride sulfureux provenait de cultures en serre. Il était constitué de trois séries de neuf pots ensemencés depuis un an. Les chambres utilisées, décrites par Heck, Dunning et Johnson (1967), appartiennent à la National Air Pollution Control Administration de Cincinnati, Ohio. Elles fonctionnent grâce à un système dynamique à flux unidirectionnel sous pression négative assurant l'uniformité de circulation et de distribution des substances toxiques dans la chambre. Un mécanisme simple permet l'installation de

plusieurs chambres en série, ayant un système d'injection unique, tout en permettant un contrôle individuel des chambres (Fig. 3).

Une série de pots a été mise en fumigation à l'ozone pendant 4 heures puis deux autres pendant 6 et 8 heures. Pour les mêmes durées fonctionnaient la chambre témoin et les chambres à fumigation au  $\text{SO}_2$ . Les doses employées étaient 0.25, 0.5, 1 et 2 ppm pour l'ozone; 0.5, 1, 5 et 10 ppm pour l'anhydride sulfureux.

### III. L'étude de la régénération des feuilles

Une première expérience de régénération a été faite, après une fumigation de 4 heures à l' $\text{O}_3$  et au  $\text{SO}_2$  à une concentration de 1 ppm avec des feuilles entières isolées du gamétophyte. Trois traits verticaux, au crayon de cire, sous chaque boîte de pétri, simulaient les tiges. De part et d'autre de chaque trait et sur un milieu B gélosé, on a étalé les feuilles d'une cinquantaine de plantes selon l'ordre suivant: de l'apex (le tiers supérieur) à la base (le tiers inférieur), la partie médiane n'étant pas mise en culture. Ce procédé a permis d'évaluer le pourcentage de régénération de protonémas par des feuilles selon leur position sur la tige.

Pour les expériences subséquentes, ce n'est qu'après trois semaines d'un séjour dans une serre que les Funaires ont été récoltées. La partie supérieure des

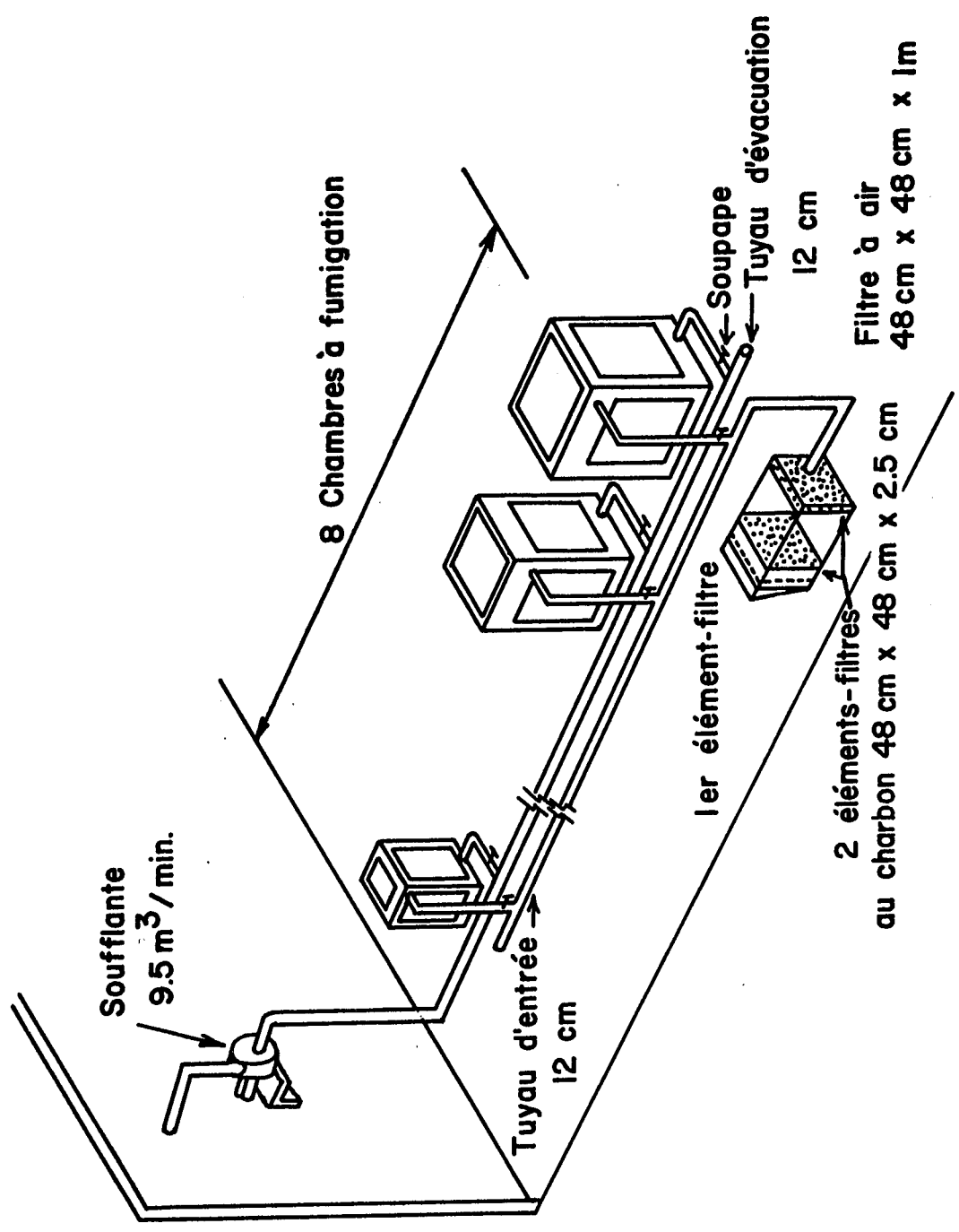


Fig. 3 Système de chambres à fumigation installé dans la serre.

tiges a été coupée puis déposée temporairement dans l'eau distillée. Les feuilles entières du gamétophyte ont été séparées des tiges puis étalées sur un milieu B gélosé. Le même procédé fut utilisé pour couper la partie inférieure des tiges et placer les feuilles de la base sur une seconde plaque de gélose. Les boîtes de pétri ont été scellées avec une bande adhésive pour protéger les cultures des contaminations tout en permettant les échanges gazeux. On a mis ces feuilles en régénération au phytotron pour 5 jours, après quoi on effectua le premier comptage. Puis on les a remises au phytotron pour une autre période de 5 jours avant le comptage final. Le test  $\chi^2$  fut appliqué pour le calcul statistique des résultats de ces deux comptages.

#### RESULTATS

Dans un expérience préliminaire, la distribution inégale des protonémas régénérés par les feuilles attira l'attention. Un premier comptage donnait des formations de protonéma chez 28 feuilles de la base de la plante et chez 40 feuilles de l'apex. Cinq jours après, une deuxième observation enregistrerait des pousses chez 50 feuilles de la base et chez 62 feuilles du sommet de la tige. Ces résultats orientèrent donc vers une étude distincte et plus poussée des feuilles du sommet du gamétophyte et de celles de la base.

### 1. La fumigation à l'O<sub>3</sub>

Soumises à des fumigations d'O<sub>3</sub> d'une durée de 4 heures, à des concentrations comprises entre 0.25 et 1 ppm, plus de 70% des feuilles de Funaria régénérèrent sur gélose, après 10 jours au phytotron (Tableau 13). Ce résultat s'applique à la fois aux feuilles du sommet de la tige et à celles de la base. Par contre, les feuilles témoins du sommet ne régénérèrent qu'à 45% et celles de la base à 61%. Il semble donc que l'O<sub>3</sub> ait eu un pouvoir stimulant dans ce premier cas.

Après 6 heures de fumigation et un stage de 10 jours au phytotron, les feuilles du sommet présentèrent 60% de régénération pour la concentration de 0.25 ppm, puis 15% et moins pour les concentrations de 0.5, 1 et 2 ppm. Si l'on considère que les témoins atteignirent un pourcentage de régénération de 24, cette baisse semble due effectivement au degré de pollution. Les feuilles de la base donnèrent des résultats similaires.

Après 8 heures de fumigation, des taux de régénération de 42% et moins, après 10 jours au phytotron, sont une indication évidente de l'effet inhibiteur des durées croissantes alors que le témoin conserve 66%. L'effet de stimulation observé lors des fumigations de 4 et 6 heures a disparu après la fumigation de 8 heures, à 0.25 ppm.

Les Tableaux 14 et 15 expriment statistiquement les résultats obtenus après fumigation à l'ozone des feuil-

TABLEAU 13  
 Pourcentage de régénération des feuilles de Funaria après fumigation à 10<sup>3</sup>

Fumi- gation	Concen- tration ppm		après 5 jours			après 10 jours			
			Feuilles régéné- rées	Feuilles non régé- nées	Régéné- ration %	Feuilles régéné- rées	Feuilles non régé- nées	Régéné- ration %	
4 hres	0.	TS	12	90	11	31	38	45	
	0.25	S	184	168	52	200	36	84	
	0.5	S	115	314	26	200	83	70	
	1.	S	205	161	56	200	65	75	
	2.	S	75	401	15	182	120	60	
	0.	TB	28	95	23	115	72	61	
	0.25	B	137	92	60	148	35	80	
	0.5	B	107	219	32	160	48	76	
	1.	B	117	153	43	178	47	79	
	2.	B	82	232	26	110	50	68	
	6 hres	0.	TS	66	250	20	68	210	24
		0.25	S	170	245	40	258	166	60
0.5		S	72	400	15	89	500	15	
1.		S	42	400	9	68	394	14	
2.		S	38	390	8	86	547	13	
0.		TB	75	362	17	101	312	24	
0.25		B	87	342	20	161	271	37	
0.5		B	23	340	6	52	404	11	
1.		B	21	300	6	54	386	15	
2.		B	11	261	4	37	252	12	
8 hres		0.	TS	31	38	45	170	87	66
		0.25	S	166	574	22	155	213	42
	0.5	S	29	178	14	74	170	30	
	1.	S	39	240	13	111	325	25	
	2.	S	10	126	7	58	295	16	
	0.	TB	63	61	50	183	116	61	
	0.25	B	55	114	32	163	260	38	
	0.5	B	90	259	25	104	215	32	
	1.	B	19	97	16	86	216	28	
	2.	B	39	287	11	40	274	12	

S: sommet

B: base

T: témoin

les mises en régénération au phytotron durant 5 et 10 jours. Tant au point de vue des concentrations qu'au point de vue des durées d'exposition, les comparaisons entre le nombre de feuilles régénérées et le nombre de feuilles non régénérées, après fumigation à l'ozone, donnent des résultats statistiquement significatifs ( $P < 0.001$ ) à une exception près.

## 2. La fumigation au $SO_2$

L'action du  $SO_2$  sur les feuilles exposées à 4 heures de fumigation apparaît néfaste à la reproduction végétative après 10 jours d'incubation au phytotron (Tableau 16). Pour des concentrations variant de 1 à 10 ppm, les feuilles du sommet et de la base régénèrent à 25% ou moins tandis que les témoins maintenaient 45 et 61% respectivement.

Après 6 heures de fumigation, avec ces mêmes concentrations de  $SO_2$ , les pourcentages des feuilles régénérées pendant 10 jours au phytotron se situaient entre 32 et 11% pour les feuilles de la base et du sommet alors que l'on constatait 24% de régénération seulement chez les témoins.

Toujours à ces mêmes concentrations, la nocivité de la fumigation de 8 heures est évidente chez les feuilles gardées au phytotron pendant 10 jours. Les feuilles du sommet donnèrent entre 20 et 9% de régénération et

TABLEAU 16  
 Pourcentage de régénération des feuilles de Funaria après fumigation au SO<sub>2</sub>

Fumi- gation	Concen- tration ppm		après 5 jours			après 10 jours		
			Feuilles régéné- rées	Feuilles non-régé- nées	Régéné- ration %	Feuilles régéné- rées	Feuilles non régé- nées	Régéné- ration %
4 hres	0.5	TS	12	90	11	31	38	45
		S	112	287	28	155	192	44
		S	51	347	13	72	214	25
		S	64	309	17	92	353	20
	5.	S	24	273	8	68	300	18
		S						
	0.	TB	28	95	23	115	72	61
		B	29	253	10	100	172	36
		B	19	239	7	75	325	18
		B	20	240	7	61	285	17
B		20	253	7	47	210	18	
B		20	250	20	68	210	24	
6 hres	0.5	TS	66	250	20	68	210	24
		S	68	246	21	103	194	35
		S	47	380	11	63	473	11
		S	57	435	11	172	357	32
	5.	S	40	400	9	87	417	17
		S						
	0.	TB	75	362	17	101	312	24
		B	138	250	35	219	225	49
		B	38	337	10	74	438	14
		B	50	350	12	149	307	32
B		31	496	5	53	533	9	
B		31	38	45	170	87	66	
8 hres	0.5	TS	31	38	45	114	330	25
		S	53	200	21	65	254	20
		S	38	200	16	105	423	19
		S	83	350	19	52	500	9
	5.	S	43	450	8	183	116	61
		S						
	0.	TB	63	61	50	90	264	25
		B	65	215	23	126	304	29
		B	98	300	24	54	314	14
		B	77	300	20	39	240	14
10.	B	20	265	7				

S: sommet

B: base

T: témoin

celles de la base entre 29 et 14% alors que les témoins atteignirent respectivement 66 et 61%.

Dans son ensemble, la fumigation au  $\text{SO}_2$ , à concentration de 1 ppm ou plus, provoque une inhibition partielle presque constante du pouvoir de régénération chez les Funaires. L' $\text{O}_3$ , au contraire, stimule ce pouvoir régénérateur à toutes les concentrations utilisées pour la fumigation de 4 heures puis à la plus basse concentration, soit 0.25 ppm, de la fumigation de 6 heures.

Les Tableaux 17 et 18 expriment statistiquement les résultats obtenus après fumigation à l'anhydride sulfureux des feuilles mises en régénération au phytotron durant 5 et 10 jours. Tant au point de vue des concentrations qu'au point de vue des durées d'exposition, les comparaisons entre le nombre de feuilles régénérées et le nombre de feuilles non régénérées après fumigation à l'anhydride sulfureux donnent des résultats statistiquement significatifs ( $P < 0.001$ ) pour le comptage fait après 10 jours de régénération et des résultats non significatifs dans 3 cas pour le comptage réalisé après 5 jours de régénération.

La Fig. 4 présente une vue d'ensemble des pourcentages de régénération des feuilles après fumigation à l'ozone et à l'anhydride sulfureux.

TABLEAU 17

Les valeurs de  $\chi^2$  et le degré de signification des comparaisons entre le nombre de feuilles régénérées et le nombre de feuilles non régénérées en tenant compte uniquement des durées de fumigation de  $\text{SO}_2$

Temps de régénération		Durée de fumigation de $\text{SO}_2$		
		4 heures	6 heures	8 heures
5 jours	S	58*	42*	67*
	B	28*	167*	99*
10 jours	S	87*	97*	321*
	B	164*	266*	222*

\*:  $P < 0.001$       S: sommet      B: base

TABLEAU 18

Les valeurs de  $\chi^2$  et le degré de signification des comparaisons entre le nombre de feuilles régénérées et le nombre de feuilles non régénérées en tenant compte uniquement des concentrations de  $\text{SO}_2$

Temps de régénération		Concentration de $\text{SO}_2$ en ppm				
		0.0	0.5	1.	5.	10.
5 jours	S	27*	51*	3**	10*	0.02**
	B	59*	56*	47*	22*	0.75**
10 jours	S	93*	31*	25*	27*	19*
	B	122*	47*	32*	44*	14*

\*:  $P < 0.001$       \*\*:  $< .05$       S: sommet      B: base

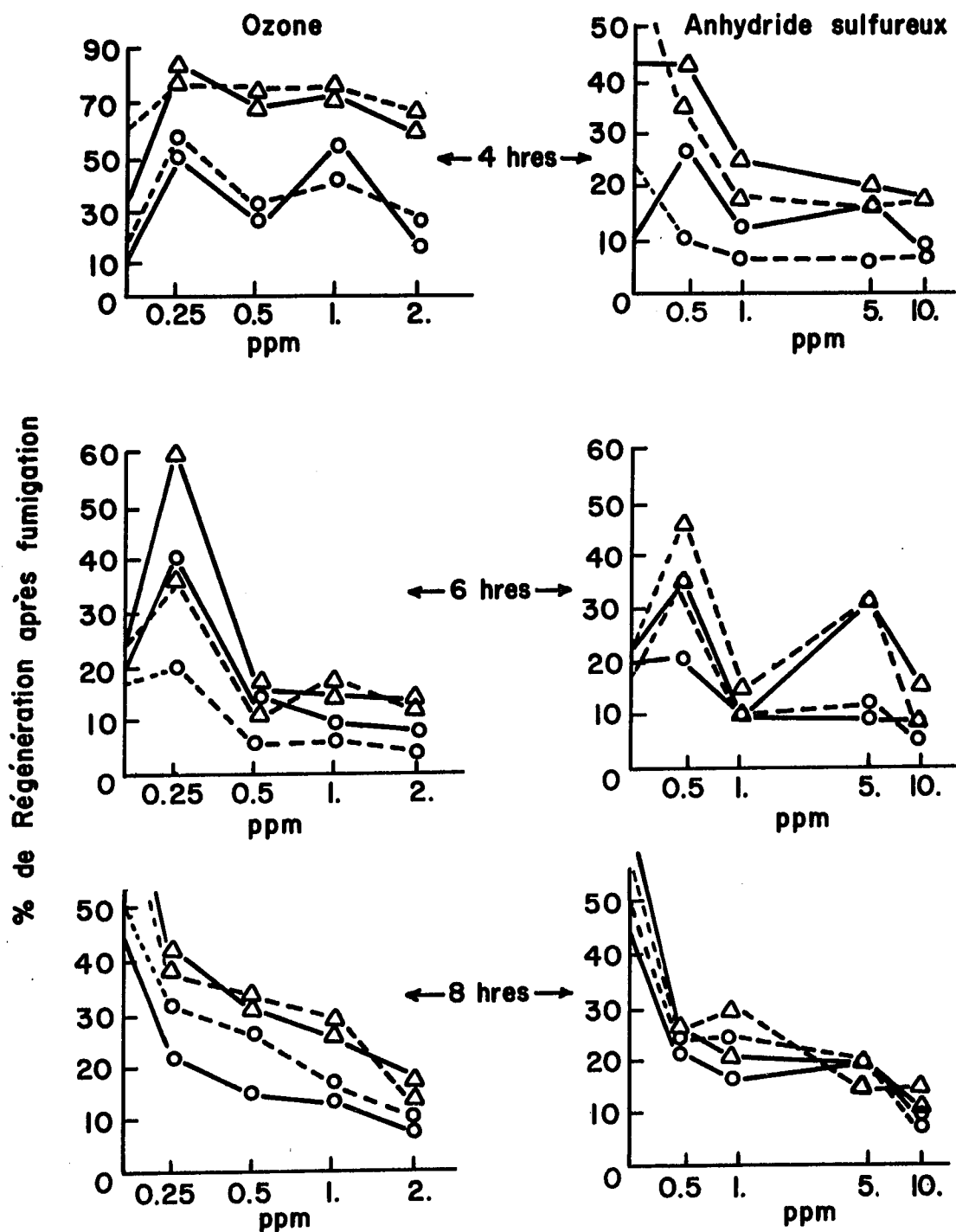


Fig. 4 Pourcentage de régénération des feuilles de *Funaria* après fumigation à l'ozone et à l'anhydride sulfureux. — indique les feuilles du sommet du gamétophyte; - - - indique les feuilles de la base du gamétophyte;  $\Delta$  après 10 jours de régénération;  $\circ$  après 5 jours de régénération.

## DISCUSSION ET CONCLUSION

Les résultats ont montré tout d'abord que la régénération des feuilles isolées du gamétophyte était relativement élevée (Tableaux 13 et 16). Selon Gemmell (1953) et Bopp (1959), il semblerait que la mutilation de la feuille provoque la régénération dans les régions où cette feuille a été blessée. Ce phénomène aurait pour facteur le plus important le déplacement de cytoplasme vers la surface blessée, déplacement dû au stimulus provoqué par la blessure (Ziegler, 1955, cité par MacNutt et von Maltzahn, 1960). Un deuxième facteur serait une nouvelle synthèse du cytoplasme. Heitz (1925), étudiant les cellules de Funaria, a prouvé que le volume du noyau augmentait chez les cellules d'une feuille coupée de sa tige. Or cet agrandissement serait une indication d'une nouvelle synthèse de cytoplasme (Geitler, 1935). D'autre part, d'après Meyer (1942), MacQuarrie et von Maltzahn (1959) ainsi que von Maltzahn et MacNutt (1958), ce serait à l'isolement de la feuille qu'il faudrait attribuer ce phénomène de l'augmentation du pouvoir régénérateur.

Les expériences ont montré également que le pouvoir régénérateur était un peu plus grand chez les feuilles du sommet du gamétophyte que chez celles de la base. Le faible pourcentage de régénération des feuilles de la partie basale de la tige serait attribuable à l'âge (von Maltzahn et MacNutt, 1958).

Après 5 jours au phytotron, pour chaque expérience, on a calculé le pourcentage de feuilles régénérées. Les autres feuilles, ou restèrent dormantes, ou développèrent une infection fongique, ou encore périclitèrent sous des conditions non favorables à la régénération. Après 10 jours au phytotron, l'augmentation des pourcentages de régénération est due au développement des feuilles restées dormantes.

Il faut remarquer (Fig. 4 ) que la constance avec laquelle le pouvoir de régénération des feuilles de l'apex excède celui des feuilles de la base n'est constatée qu'à la fumigation de 6 heures pour l'O<sub>3</sub> et à celle de 4 heures pour le SO<sub>2</sub>. Peut-être peut-on expliquer ce manque de fidélité par les conditions accidentelles prédominantes au moment où se faisait la régénération des feuilles.

L'ozone est un agent au pouvoir des plus oxydants (Dugger, Koukol et Palmer, 1966) et sa toxicité n'est plus mise en doute. Des travaux nombreux ont démontré les effets de l'O<sub>3</sub> sur la croissance des plantes et multiples sont les opinions à ce sujet. Certains auteurs estiment que l'O<sub>3</sub> exerce un effet inhibiteur sur la croissance du pois et des fèves (Wedding et Erickson, 1955) ou des concombres (Siegel, 1962). Kofman (1933) pour le blé, Todd et Garber (1958) pour les fèves ont affirmé que l'O<sub>3</sub> n'influçait ni la germination ni le développement de la

plante tandis que Briner, Chodat et Paillard (1935) ont prouvé que l'O<sub>3</sub> stimulait le développement et la croissance des graines de maïs et de blé, lorsque de faibles doses étaient employées.

Par contre le SO<sub>2</sub> ne semble pas nocif aux plantes dans la mesure où il ne provoque pas de nécroses foliaires (Thomas, Hendricks, Bryner et Hill, 1944). A des concentrations faibles de SO<sub>2</sub>, les plantes supérieures métabolisent normalement le soufre. DeCormis (1968) a même observé qu'un dégagement de H<sub>2</sub>S accompagnait toujours le métabolisme du soufre. Lorsque les concentrations sont assez élevées cependant, la plante accumule dans ses tissus de grandes quantités de soufre et cela peut causer un déséquilibre dans ses fonctions physiologiques. On ne connaît pas tellement bien de quelle façon le SO<sub>2</sub> agit sur les cellules des plantes. Dans le cas des mousses et des lichens, Rao et LeBlanc (1966) ont démontré que des doses de 5 ppm de SO<sub>2</sub> pendant une heure étaient suffisantes pour provoquer la désagrégation de la chlorophylle a en phéophytine a. En tenant compte des concentrations seulement, l'effet nocif exercé par l'O<sub>3</sub> semble dépasser celui du SO<sub>2</sub>.

## CHAPITRE IV

INFLUENCE DU FLUOR SUR LES MOUSSES ET LES  
LICHENS ÉPIPHYTIQUES

Les bryophytes et les lichens épiphytiques sont reconnus pour être très sensibles à la pollution de l'air. En recherche jusqu'à maintenant, on a mis l'accent sur l'étude des effets de l'anhydride sulfureux. Les publications de Rao et LeBlanc (1966), Coker (1967), Pyatt (1968) et d'autres permettent, dans une certaine mesure, de comprendre le mécanisme d'action de ce polluant sur ces organismes. Toutefois, on connaît très peu de choses quant aux effets sur ces plantes des autres polluants tels les fluorures. Ce chapitre a donc pour but de présenter des données concernant les effets du fluor sur les mousses et les lichens épiphytiques.

Les usines d'aluminium, d'engrais phosphatés, de fabrication de poteries, d'émaux et de briques peuvent libérer du fluor dans l'atmosphère sous forme de fluorure d'hydrogène gazeux ou encore de fluorures volatils ( $\text{Na}_3\text{AlF}_6$  et  $\text{SiF}_4$ ). La combustion du charbon en dégage aussi de petites quantités. Des concentrations aussi faibles que 0.001 à 0.1 ppm par volume, font du fluorure d'hydrogène et des fluorures volatils des agents majeurs de contamination de l'air. Les glaïeuls, les pruniers, etc... très sensibles au HF sont touchés par des concentrations de

l'ordre de 0.02 - 0.05 ppm (Thomas, 1961). En Europe, depuis plus d'un siècle, on reconnaît le péril du fluor pour les récoltes, les troupeaux et l'homme mais aujourd'hui vu l'immense expansion de l'industrie de l'aluminium, c'est au monde entier que se pose le grave problème de la pollution par le fluor. C'est dans la région d'Arvida, au Québec, que se poursuit la présente étude écologique. Pour produire l'aluminium, on utilise le procédé de l'électrolyse d'une solution d'alumine avec de la cryolite et d'autres composés contenant de la fluorine. Durant le travail des cellules électrolytiques communément appelées "pots", il y a dégagement de fluorures volatils et de fluorure d'hydrogène gazeux (Kielback et Crampton, 1967). Autour de l'usine et sur une très grande superficie, les retombées se dispersent et causent aux plantes et aux animaux de sérieux dommages soit directement par leur toxicité et/ou soit indirectement par la contamination de l'air, de l'eau et du sol, composants abiotiques de l'écosystème. Depuis 1940, la Compagnie d'Aluminium du Canada Limitée (Alcan) est consciente du risque des émanations du fluor provenant de ses cheminées d'Arvida. Aux environs de 1950, désireuse de connaître l'étendue de ce problème et pressée par des réclamations concernant les dommages causés aux troupeaux par le fluor, l'Alcan entreprend elle-même des recherches, (Kielback et Crampton, 1967). En raison des facteurs climatiques et édaphiques plus ou moins stables et de la présence d'une source continuelle

de pollution par le fluor, Arvida constitue un terrain idéal pour observer les effets du fluor sur les lichens et les mousses épiphytiques.

Pour étudier in situ l'influence des fluorures, spécialement du HF, on coupe des disques d'écorce portant lichens et/ou mousses sur des arbres situés dans des endroits non pollués et on les transplante en groupe de six sur des arbres choisis dans la zone polluée d'Arvida. Les techniques suivies sont semblables à celles développées par Brodo (1961), LeBlanc et Rao (1966) et Schönbeck (1969).

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### I. Le processus expérimental

1. La coupe des disques. Durant le mois de juin 1969, à 40 km NE d'Arvida, dans une zone non polluée, on découpe 192 disques d'écorce sur des arbres isolés le long de la route. Pour ce travail, on utilise une scie circulaire de 48 mm de diamètre fixée à une foreuse électrique Black and Decker, modèle N° 912 avec une mèche de 3 mm de diamètre. La foreuse est actionnée par un générateur à pétrole Honda, modèle E III 300 (Honda Motor Co., Ltd., Japan). On identifie toutes les espèces de mousses et de lichens qui croissent sur les 192 disques. Entre autres, on trouve une seule fois: Anaptychia ciliata, Evernia mesomorpha, Ramalina fastigiata et Rinodina halei; à deux reprises: Candelaria concolor, Candelariella vitellina, Cetraria pinastri, Cetraria sepincola, Lecanora hageni et

Physcia adscendens; à six occasions: Xanthoria polycarpa; sur 22 disques: Pylaisiella polyantha; sur 26: Physcia stellaris; sur 52: Orthotrichum obtusifolium; et sur 90: Parmelia sulcata.

2. Le montage des disques. Dans des orifices de 10 mm de profondeur et 48 mm de diamètre préparés sur une planchette de bois rectangulaire de 40.0 x 6.0 x 2.5 cm, on fixe, en groupe de six, les disques porteurs d'épiphytes. Chacun est consolidé par un ciment spécial exempt de fluor et par un clou inoxydable de 2.5 cm qu'on insère à l'endroit perforé par la mèche. On prépare, en tout, 32 planchettes pour l'exposition dans 16 stations différentes.

3. La technique de photographie. On photographie séparément tous les disques en couleur et en noir et blanc. Le film Kodachrome II sert aux photos-couleurs et Kodak Plus X aux photos noir et blanc. Un "flash" électronique fournit une lumière uniforme. Pendant que l'on photographie chaque disque individuellement, on couvre les cinq autres disques sur la planchette pour les protéger contre les éblouissements des éclairs lumineux. Par la suite, on imprime également des photographies à partir des diapositives.

4. Le choix des stations et les durées d'exposition. A l'intérieur d'un rayon de 15 km des cheminées de

l'Alcan, on adopte 15 sites en direction N, NE, E, S, SE, SW, W, NW et on place une station témoin à 40 km NE (Fig. 5). A chaque endroit, on choisit un grand arbre en bordure de la route pour clouer deux planchettes à une hauteur de 8-10 m, en position verticale et avec orientation vers l'usine d'aluminium. On retire la première planchette après 4 mois et la deuxième après 12 mois.

## II. L'analyse des effets de l'exposition

1. La comparaison des photographies. En novembre 1969, après 4 mois d'exposition, on enlève et on photographie les deux planchettes de chaque station. On apporte au laboratoire une de ces planchettes pour les analyses chimiques et microscopiques des épiphytes puis on replace la seconde planchette sur son support original. En juin 1970, après 8 autres mois d'exposition, on ôte la seconde série de planchettes qui, après photographie, est reçue au laboratoire pour analyse. La confrontation par projection simultanée des 3 diapositives prises pour chaque disque, i.e. immédiatement avant l'exposition, après 4 mois puis après 12 mois, permet d'évaluer l'étendue des dommages aux lichens et aux mousses par les changements de coloration et par l'évaluation visuelle des parties plus ou moins endommagées ou mortes. Le témoin est aussi constamment comparé aux échantillons.

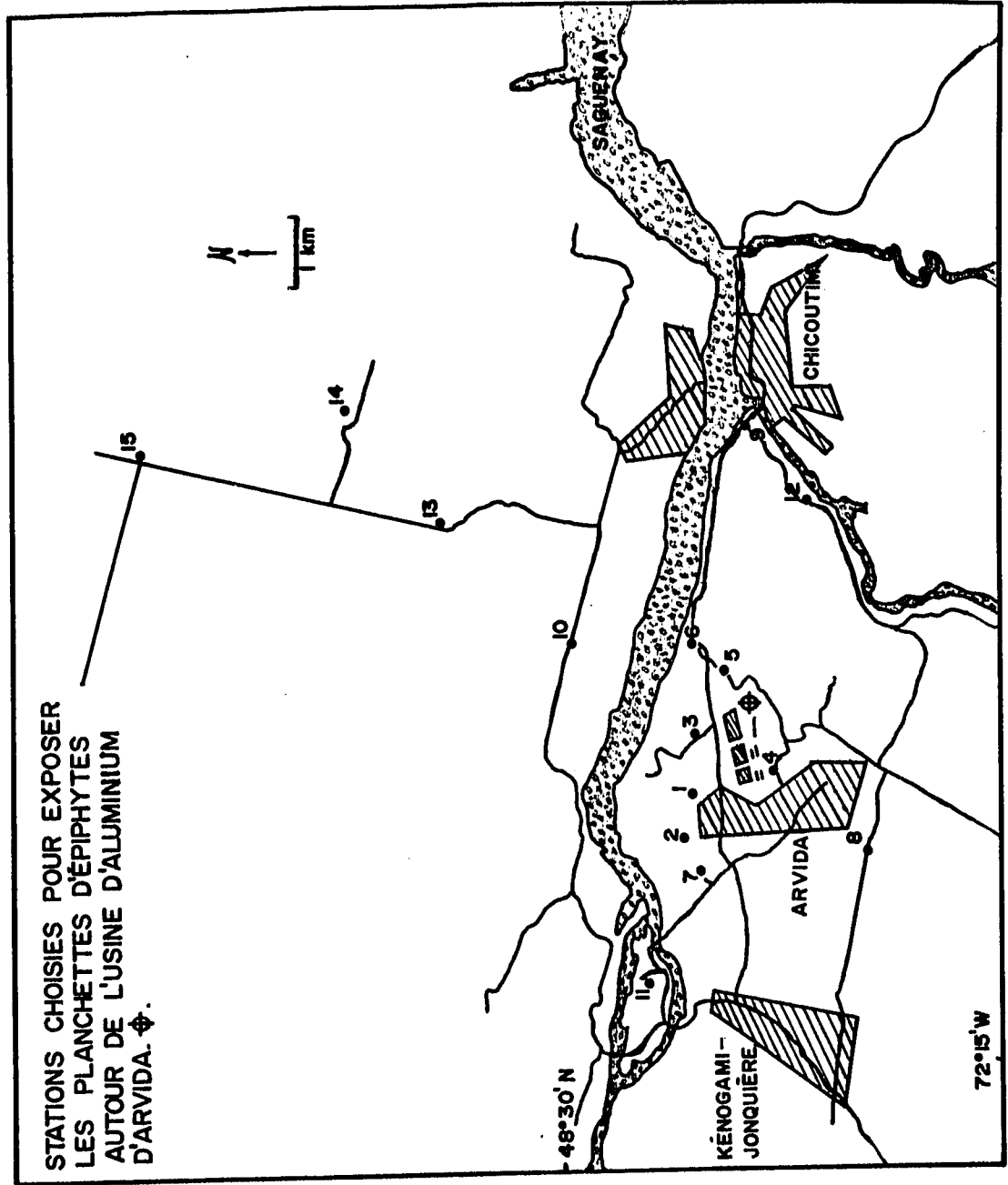


Fig.5 Stations où les planchettes d'épiphytes furent exposées, à Arvida.

2. L'étude microscopique. Des 15 espèces d'épiphytes transplantées, on ne retient pour observations microscopiques et pour d'autres examens de laboratoire que les deux plus abondantes: le Parmelia sulcata, un lichen et l'Orthotrichum obtusifolium, une mousse.

a) L'examen au stéréoscope. A faible grossissement, on observe des changements externes chez ces plantes. De plus, dans le cas du Parmelia sulcata, on porte une attention spéciale à la couleur, à l'adhésion au substratum, aux rhizines, aux fissures de surface, aux sorédies et aux produits extracellulaires du thalle.

b) L'examen au microscope optique. Sur une lame et dans une goutte d'eau, on déchire une petite partie de la plante puis on la couvre d'une lamelle et on l'examine au fort grossissement. On note immédiatement les phénomènes qui affectent les cellules d'algue du lichen et les cellules de mousse comme la plasmolyse, les changements de couleur et les réactions au rouge neutre et au TTC.

c) La réaction au rouge neutre. Dans une solution aqueuse de 0.5% de rouge neutre, on place les cellules d'algue du lichen ou les cellules de mousses. Ce colorant vital produit une couleur rouge vif à la périphérie du cytoplasme des cellules vivantes. C'est un moyen pour différencier les cellules vivantes des cellules mortes dont le contenu entier prend une apparence rouge foncé.

d) La réaction au TTC. On dépose une couche de cellules d'algue du lichen ou des cellules de mousse pour 48 heures à la température de la pièce et à la lumière, dans 5 ml d'eau contenant 20 gouttes d'une solution aqueuse à 1% de chlorure de 2, 3, 5 - triphényl - 2H - tétrazolium (TTC) (McLean et Cook, 1963). On examine alors ces cellules au microscope. La déshydrogénase des cellules vivantes catalyse le détachement de l'hydrogène du substrat et son transport vers un accepteur d'hydrogène tel le TTC. La partie tétrazolium de la molécule est alors réduite en un rouge formazan insoluble. Le développement du rose dans les cellules incubées en présence du chlorure de tétrazolium est la preuve de leur vitalité.

3. L'extraction des pigments. Dans un mortier, on broie finement 300 mg de thalle de lichen ou de gamétophyte de mousse avec 20 ml d'acétone à 80% (acétone:eau, 4:1, v/v). Pendant 15 minutes, l'homogénat décante à 10,000 tours à la minute dans un centrifuge clinique de marque "International". Avec 20 ml d'éther d'éthyl, on extrait le supernageant dans un entonnoir à décantation. A la température de la pièce, et dans une fiole fermée, on conserve la couche d'acétone-eau et on place la couche d'éther dans un réfrigérateur pour des tests ultérieurs tels que détaillés ci-dessous.

a) Le test de la phase Molisch pour la chlorophylle. A 5 ml de la couche d'éther, on ajoute, à l'aide

d'une pipette et avec soin pour éviter le mélange, un volume égal d'une solution à 30% de KOH dans le méthanol. La formation de la couleur brune à la séparation indique la présence de la chlorophylle (Smith et Benitez, 1955).

b) La séparation des pigments par chromatographie. Sous une pression réduite, on concentre 10 ml de la couche d'éther et on la fixe en un point précis sur un papier filtre Whatman N° 1 de 4.0 x 25.0 cm. Par la méthode ascendante, le papier est imbibé avec un mélange d'éther de pétrole et d'acétone (1:1, v/v) jusqu'à une hauteur de 20 cm. Le chromatogramme séché à l'air est exploré d'abord à la lumière visible puis, dans une chambre noire, avec un appareil portatif (983-20 V2 lumière ultraviolette de Fisher Scientific Co. Ltd.) émettant une lumière monochromatique ( $\lambda = 2537 \overset{\circ}{\text{Å}}$ ) pour détecter la chlorophylle a et b (fluorescence rouge sombre), la xanthophylle et le carotène (fluorescence jaune). On conserve le tout dans une chambre fraîche et noire. Les plages concentrées de chlorophylle sont dissoutes avec de l'éther.

c) La détermination du spectre d'absorption. Avec un spectrophotomètre Beckman, Model DB, on détermine le spectre d'absorption de la couche d'éther et des plages concentrées dissoutes du papier à chromatogramme.

d) Le test du magnésium. Dans un tube téflon de 15 ml, on agite la couche d'acétone-eau avec une petite quantité de charbon activé pour faciliter l'adsorption des impuretés des pigments. Le mélange dépose durant 6 heures

puis on décante et on filtre le supernageant clair. A un ml de ce filtrat incolore, on ajoute 5 gouttes de 8N NaOH et 2 gouttes de la solution de p-nitro-benzénéazoresorcinol à 0.5% dans 1% de NaOH. La formation d'un précipité bleu indique la présence de  $Mg^{++}$  (Sorum, 1960).

4. L'analyse de la concentration du fluor dans le *Parmelia sulcata* et l'*Orthotrichum obtusifolium*. Environ 15 mg de chacun des échantillons de lichen et de mousse sont envoyés au Schwarzkopf Microanalytical Laboratory à New-York qui emploie la méthode de Greenhalgh et Riley (1961). L'oxygène humide brûle d'abord chaque échantillon dans un tube à combustion; l'eau absorbe ensuite le fluorure d'hydrogène et finalement le processus colorimétrique alizarine-complexone-lanthane détermine la concentration en ppm.

## RÉSULTATS

### 1. L'évaluation photographique

La projection simultanée des trois diapositives de chaque disque indique clairement le moindre changement de couleur aux différents intervalles de temps chez les lichens et chez les mousses. Aucune variation de teinte n'est observée chez les témoins. La couleur normale grise du *Parmelia sulcata* se convertit en une plus ou moins brunâtre, rosâtre ou jaunâtre respectivement selon la distance la plus proche ou la plus éloignée de l'usine d'aluminium.

Évaluant l'intensité des dommages sur la base de la décoloration du thalle, il est bon de noter que les transplantations placées au N et au NE de la source de pollution présentent en intensité et en étendue une plus grande modification de la couleur que d'autres transplantations situées à des distances identiques mais à des emplacements d'orientations différentes. La couleur vert doré de la mousse tourne au brun foncé ou brûlé selon le temps d'exposition, la distance et la direction de l'usine (Planches 3 et 4).

## 2. Les études microscopiques

a) A 20 x, l'examen révèle que le thalle témoin du Parmelia sulcata demeure attaché au substratum, produit des sorédies et possède des rhizines droites même après 12 mois. Au contraire, les thalles transplantés aux environs de l'usine d'aluminium présentent des marges recourbées et un détachement partiel de l'écorce sur laquelle ils reposent, développent des fissures à leur surface supérieure, sont chargés de substances lichéniques extracellulaires semblables à des acides gras (Hale, 1961), sont dépourvues de sorédies et exposent des rhizines recourbées et enchevêtrées.

b) A 400 x, les cellules d'algue du thalle témoin ne montrent aucune plasmolyse et conservent la couleur verte normale. Toutefois, chez les thalles transplantés, les cellules d'algue présentent des degrés variés

## PLANCHE 3

Domages causés aux disques d'écorce transplantés à 15 km NE de l'usine d'Arvida.

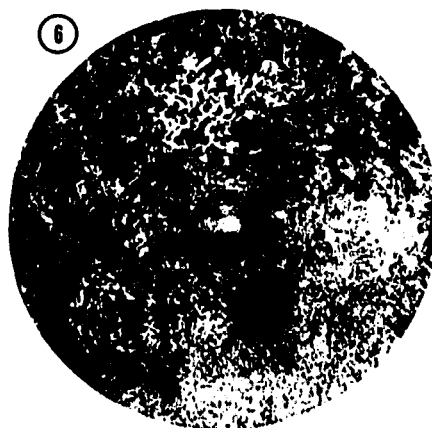
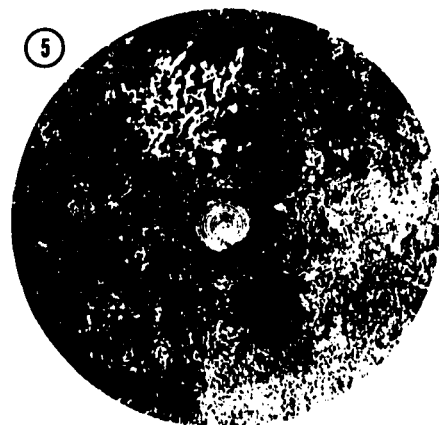
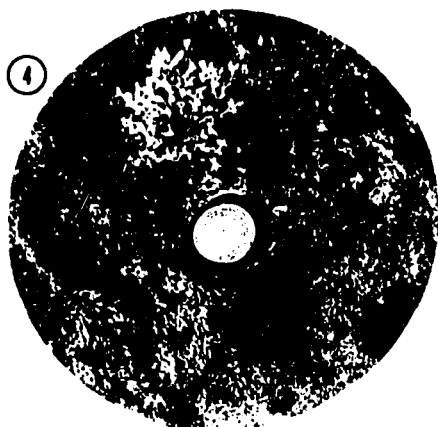
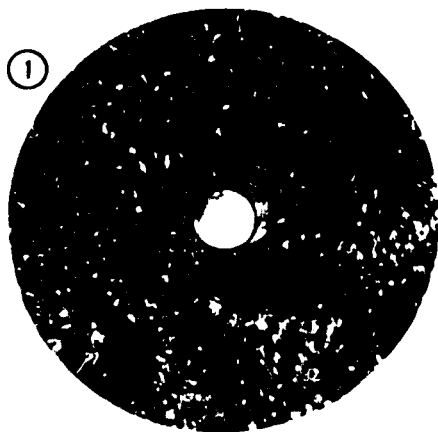
Orthotrichum obtusifolium

- Fig. 1. Mousse verte, en juin '69, avant l'exposition à la pollution fluorée d'Arvida.
- Fig. 2. Mousse brunâtre, en novembre '69, après 4 mois d'exposition.
- Fig. 3. Mousse brun foncé dont les feuilles sont affectées à l'apex et aux marges, en juin '70, après 12 mois d'exposition.

Physcia aipolia

- Fig. 4. Thalle gris, en juin '69, avant l'exposition à la pollution fluorée d'Arvida.
- Fig. 5. Thalle faiblement rétracté, en novembre '69, après 4 mois d'exposition.
- Fig. 6. Thalle partiellement détaché du substratum, en juin '70, après 12 mois d'exposition.

PLANCHE 3



## PLANCHE 4

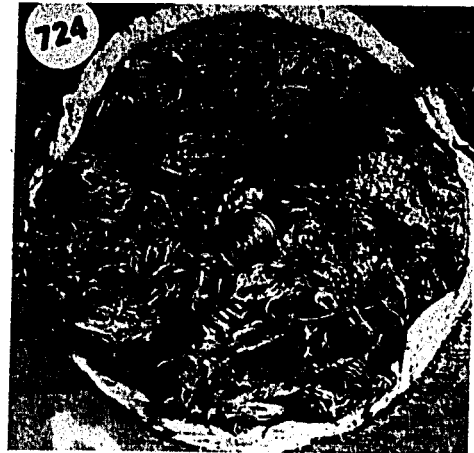
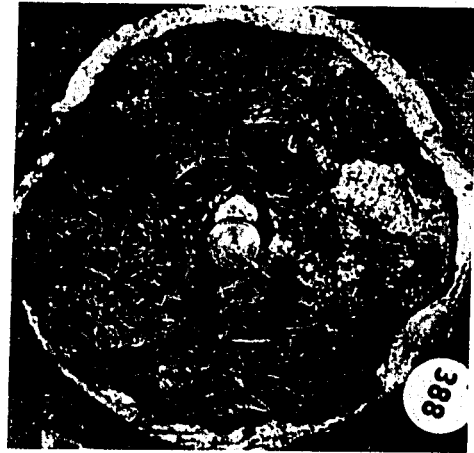
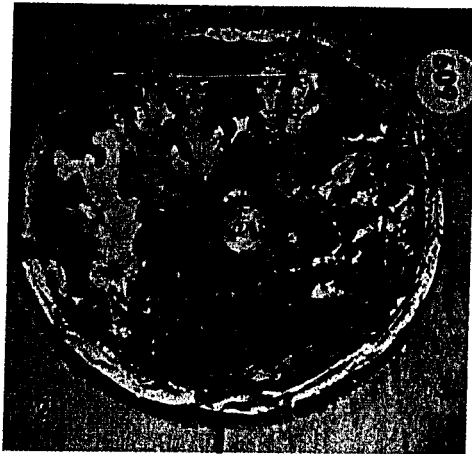
Parmelia sulcata

- Fig. 1. Thalle gris argent, en juin '69, avant l'exposition à la pollution fluorée d'Arvida.
- Fig. 2. Thalle rosâtre, en novembre '69, après 4 mois d'exposition.
- Fig. 3. Thalle brunâtre, en juin '70, après 12 mois d'exposition.

Pylaisiella polyantha

- Fig. 4. Mousse vert doré, en juin '69, avant l'exposition à la pollution fluorée d'Arvida.
- Fig. 5. Mousse verdâtre, en novembre '69, après 4 mois d'exposition.
- Fig. 6. Mousse brunâtre, en juin '70, après 12 mois d'exposition.

PLANCHE 4



de plasmolyse et de détérioration de la couleur verte. Ces effets sont beaucoup plus apparents chez les thalles exposés durant 12 mois que chez ceux exposés durant 4 mois tout particulièrement en deça d'un rayon de 2 km de l'usine. Chez l'Orthotrichum obtusifolium, les cellules apicales et marginales sont plus plasmolysées que les cellules basales et elles deviennent très fragiles et souvent nécrotiques après une exposition à l'air pollué. Le Tableau 17 donne une estimation subjective de ces changements microscopiques chez les transplantations du Parmelia sulcata aux différentes stations.

c) Avec le rouge neutre, toutes les cellules algales issues du thalle témoin présentent une coloration rouge vif à la région périphérique uniquement et en dehors des chloroplastes. Les cellules d'algue qui proviennent des thalles de la zone polluée possèdent des cellules totalement rouge foncé, les chloroplastes y compris.

d) Le TTC rend rosées les cellules d'algue témoins après 48 heures alors que les cellules provenant de la plupart des zones polluées ne font paraître aucune modification dans la couleur.

Ces remarques concernant la plasmolyse, la détérioration de la couleur verte et la nature de la réaction du rouge neutre et du TTC indiquent la mort des cellules d'algue du thalle exposé à la pollution du fluor.

TABLEAU 19

Estimation des changements chez les transplantations de Parmelia sulcata aux différentes stations d'Arvida.

Stations	Distance de l'usine	Exposition (mois)	Couleur du thalle	% Détachement de la couverture	% de cellules d'algue		Sorédiés
					Plasmolyse	Chlorophylle	
1	100 m N	4	brun.	60	100	100	abs.
		12	brun.	90	100	100	abs.
2	500 m N	4	brun.	50	100	100	abs.
		12	brun.	90	100	100	abs.
3	1 km N	4	ros.	50	95	90	abs.
		12	brun.	90	100	100	abs.
4	1 km S	4	jaun.	20	30	30	abs.
		12	ros.	30	40	40	abs.
5	1 km E	4	brun.	40	80	75	abs.
		12	brun.	60	90	85	abs.
6	2 km SE	4	jaun.	20	50	45	abs.
		12	ros.	30	60	50	abs.
7	2 km NW	4	jaun.	10	40	30	abs.
		12	ros.	20	50	40	abs.
8	3.5 km W	4	jaun.	5	5	5	abs.
		12	jaun.	5	5	5	abs.
9	4 km E	4	jaun.	15	15	5	abs.
		12	jaun.	20	20	5	abs.
10	4 km NE	4	jaun.	20	10	5	abs.
		12	jaun.	25	10	5	abs.
11	5 km NW	4	gris.	5	5	5	prés.
		12	jaun.	5	5	5	prés.
12	5 km SE	4	gris.	5	5	5	prés.
		12	jaun.	5	5	5	prés.
13	8 km NE	4	gris.	5	5	5	prés.
		12	jaun.	5	5	5	prés.
14	9.5 km NE	4	gris.	5	5	0	prés.
		12	gris.	5	5	0	prés.
15	15 km NE	4	gris.	0	0	0	prés.
		12	gris.	0	0	0	prés.
Témoïn	40 km NE	4	gris.	0	0	0	prés.
		12	gris.	0	0	0	prés.

### 3. L'étude des extractions à l'éther et à l'acé- tone

a) Les extractions à l'éther des lichens et des mousses transplantés à la station témoin réagissent d'une façon fortement positive à la phase Molisch, test de la chlorophylle. Les extractions de lichens et de mousses transplantés à une station polluée à 2 km environ de l'usine fournissent un test faiblement positif. Les échantillons exposés 4 mois donnent un résultat plus positif que ceux exposés 12 mois. Les préparations provenant des plantes situées à 1 km environ offrent un test négatif. De plus, il faut noter que lorsque les tests de chlorophylle ne sont pas complètement négatifs pour la même période d'exposition et pour le même lieu de transplantation, l'extraction de l'Orthotrichum obtusifolium est plus positive que celle du Parmelia sulcata.

b) Le spectre d'absorption des extractions à l'éther du Parmelia sulcata et de l'Orthotrichum obtusifolium de la zone témoin montre un sommet à 662 nm alors que celui des lichens des zones polluées, surtout en deçà de 1 km de rayon de la source d'émission du fluor, n'en présente aucun. Un sommet peu élevé ressort des extraits de transplantations exposées durant 4 mois à 1 km tandis qu'aucun ne peut être vu chez celles exposées durant 12 mois (Fig. 6 ). Le sommet de 662 nm est de plus en plus élevé respectivement pour les extraits provenant des planchettes exposées à des distances de plus en plus grandes

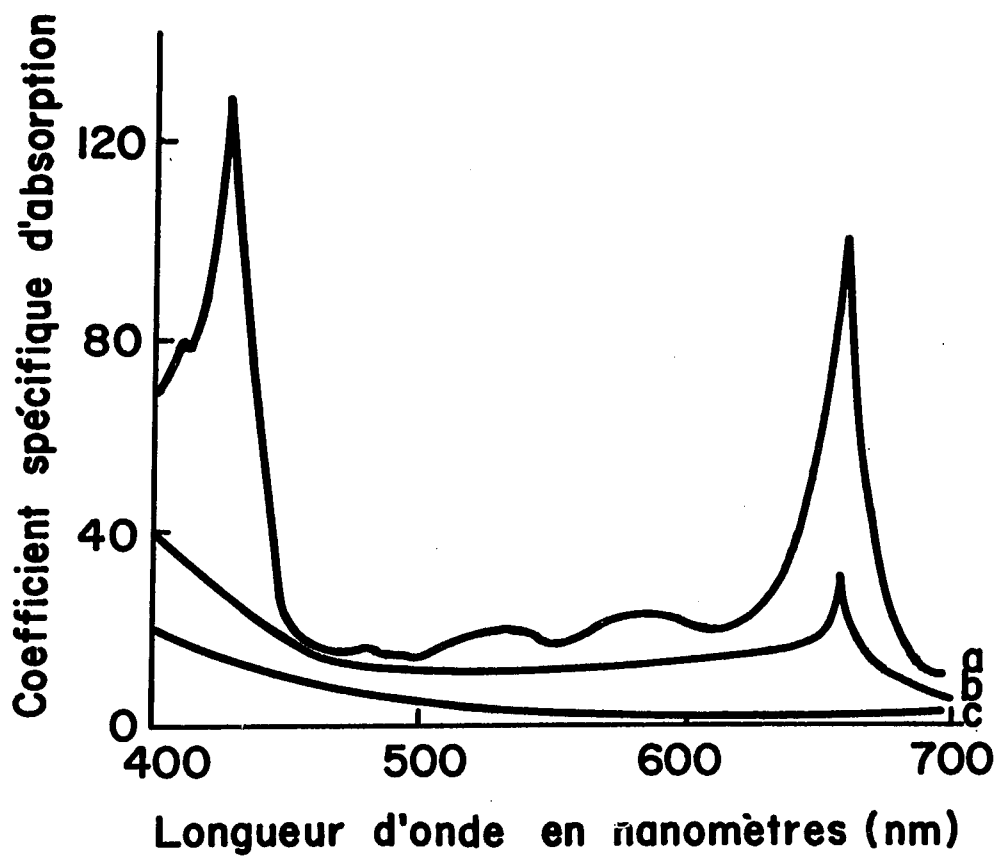


Fig. 6 Spectre d'absorption de la chlorophylle de Parmelia sulcata transplanté à Arvida durant: a) 12 mois à 40.0 km NE de l'usine d'aluminium, b) 4 mois à 1.0 km NE, c) 12 mois à 1.0 km NE.

des cheminées de l'Alcan.

c) Les chromatogrammes des extraits du Parmelia sulcata et de l'Orthotrichum obtusifolium de la zone témoin portent des condensations de chlorophylle a et b, xanthophylle et carotène. Les extraits des plantes exposées à des endroits situés en dedans de 1 km de rayon de l'usine d'aluminium ne montrent aucune trace de chlorophylle et de xanthophylle. Le carotène est présent également dans les extraits provenant des spécimens transplantés très près de la source de pollution. Les transplantations entre 1 et 2 km de rayon et plus possèdent tous ces pigments en quantités tellement réduites qu'elles ne peuvent être décelées que par leur fluorescence aux rayons ultraviolets. Dans tous ces cas, les échantillons exposés durant 12 mois sont affectés plus sérieusement que ceux exposés durant 4 mois seulement. Pour une même période d'exposition, la chlorophylle perdue par les lichens est plus importante que celle perdue par les mousses. A une distance de plus de 8 km, les pigments chlorophylliens des transplantations du Parmelia sulcata et de l'Orthotrichum obtusifolium sont essentiellement semblables à ceux des spécimens récoltés sur les arbres en zone non polluée. Il n'y a aucune indication sur les chromatogrammes d'un produit de dégradation de la chlorophylle formé sous l'influence de la pollution par le fluor.

d) La couche acétone-eau révèle un résultat négatif du test  $Mg^{++}$  chez les lichens et les mousses pro-

venant à la fois des stations polluées et de la station témoin.

#### 4. L'analyse du fluor

Dans les directions E et NE à partir des cheminées, les concentrations en fluor dans les transplantations du Parmelia sulcata et de l'Orthotrichum obtusifolium décroissent avec l'augmentation des distances (Tableau 20). Cela est vrai également pour les transplantations exposées 4 mois et 12 mois mais les concentrations en fluor dans les plantes exposées 4 mois ne sont pas nécessairement toujours moins élevées que celles exposées 12 mois. Pour les mêmes temps d'exposition et aux mêmes distances de la source d'émission, les concentrations du fluor des mousses sont toujours inférieures à celles des lichens (Fig. 7 ).

#### DISCUSSION ET CONCLUSION

L'évidence photographique des modifications de coloration chez les lichens et les mousses et spécialement les changements chez le Parmelia sulcata du gris au jaune, puis au rose et au brun et chez le Pylaisiella polyantha du vert doré au brun ou brun foncé (Planche 4 ) permettent de conjecturer que l'atmosphère polluée de fluor cause une détérioration à ces organismes. Une diminution de coloration en superficie et en intensité des plantes les plus éloignées de l'usine suggère une certaine corrélation entre le taux de la pollution et la quantité et la

TABLEAU 20

Concentrations du fluor chez les transplantations de Parmelia sulcata  
et d'Orthotrichum obtusifolium, à Arvida.

Stations	Distance de l'usine	Exposition (mois)	Concentration de fluor (ppm)	
			<u>Parmelia s.</u>	<u>Orthotrichum o.</u>
3	1 km N	4	600	570
		12	660	600
4	1 km S	4	600	
		12	660	
5	1 km E	4	990	
		12	990	
6	2 km SE	4	750	
		12	700	
7	2 km NW	4	990	
		12	580	
8	3.5 km W	4	680	179
		12	674	272
9	4 km E	4	570	
		12	516	
10	4 km NE	4	900	140
		12	871	550
11	5 km NW	4	700	
		12	800	
13	8 km NE	4	475	
		12	500	
14	9.5 km NE	4	300	
		12	340	
15	15 km NE	4	190	
		12	134	78
Témoins	40 km NE	4	70	
		12		20

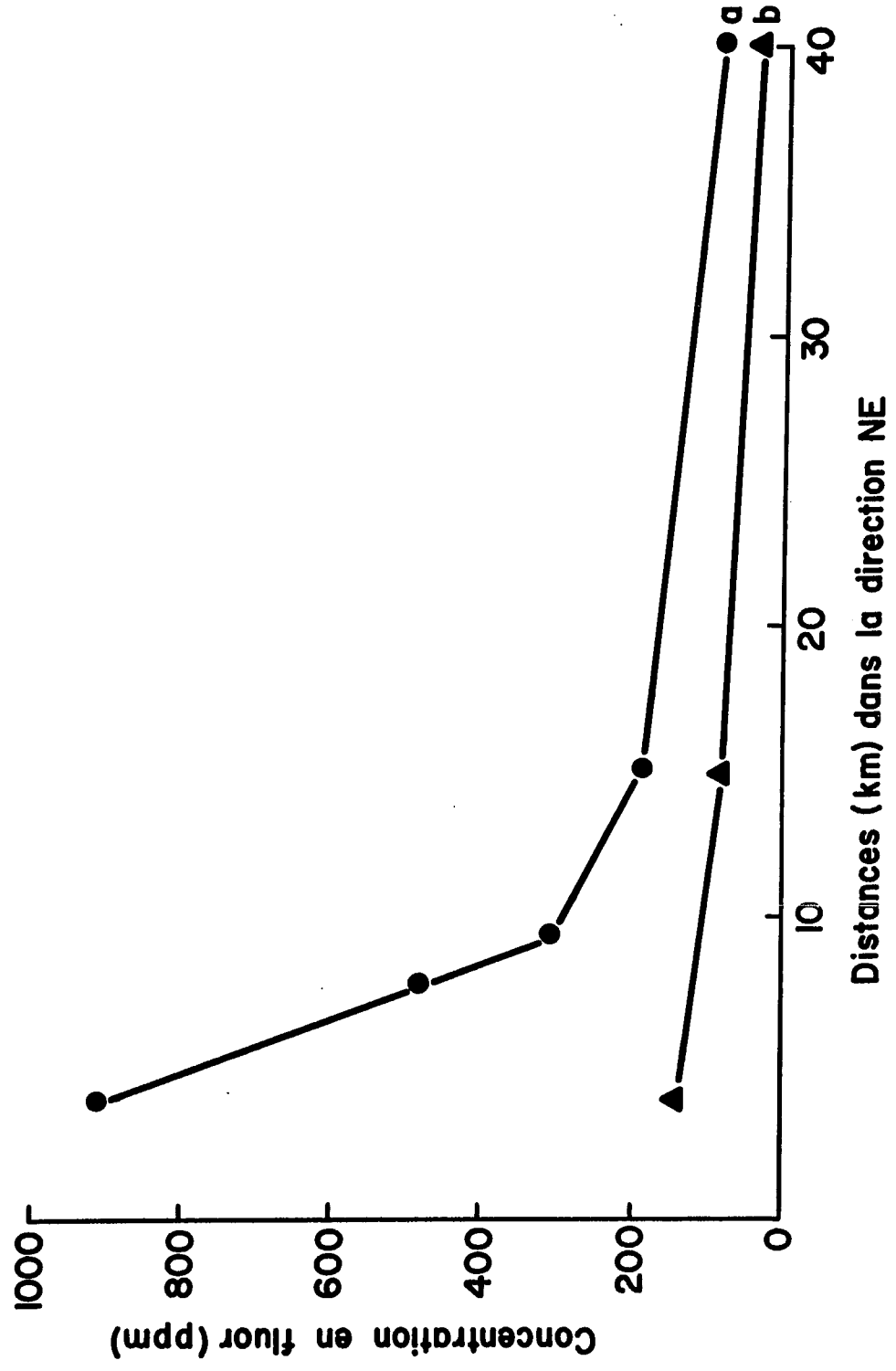


Fig. 7 Concentrations du fluor chez les transplantations de a) *Parmelia sulcata* et b) *Orthotrichum obtusifolium* après 4 mois d'exposition à Arvida.

qualité des dommages causés à ces plantes. De tels symptômes visuels en ce qui a trait aux altérations de couleur chez le Parmelia sulcata le désignent comme un indicateur biologique de l'atmosphère polluée en fluor. Les marges recourbées et détachées, les fissures dorsales, les épais dépôts des produits extracellulaires, l'absence de sorédies, la plasmolyse et la perte des pigments de chlorophylle chez les cellules d'algue du Parmelia sulcata près de la source de contamination font voir des transformations significatives en relation certaine avec la pollution au fluor. Des altérations analogues s'observent sur le Physcia aipolia, sur l'Orthotrichum obtusifolium et sur les autres espèces transplantées (Planche 3).

L'affinité du HF pour l'eau est si grande (Banks et Goldwhite, 1966) que l'absorption de cet acide par le thalle pourrait à ce point causer peut-être un certain recroquevillement du cortex supérieur. La suite logique serait l'incurvation des marges, le détachement du substratum et la production des fissures à la surface. D'ailleurs, l'intervention du fluor dans le régime de l'eau chez les plantes supérieures a déjà été signalée dans le deuxième chapitre (Raay et Spierings, 1969).

L'absence complète de sorédies sur les thalles transplantés près des usines semble une observation intéressante. Les sorédies sont des structures qui ont la possibilité de développer, de façon végétative, des thalles de lichen sous des conditions écologiques favorables.

Ce sont des cellules d'algue enchevêtrées de quelques hyphes gélatinisés et qui débouchent sur le cortex supérieur du thalle en masses pulvérulentes et microscopiques. Lors de la formation des sorédies, il y a production dans le thalle d'un grand nombre de cellules d'algue. Or les cellules d'algue du lichen sont tuées chez les thalles exposés au fluor comme on peut le voir par la plasmolyse, la perte de la couleur, les tests du colorant vital et du TTC et comme conséquence, la production des sorédies devient presque impossible.

DuRietz 1924, Alborn 1952, Fenton 1960, Skye 1968, DeSloover et LeBlanc 1970, ont noté la formation de ces corps végétatifs chez les lichens dans des conditions de stress causées par des polluants tel le  $\text{SO}_2$ . Toutefois, il est douteux que cette masse pulvérulente de fragments d'un thalle désagrégé puisse réellement fonctionner comme propagules bien que ces éléments affichent quelques ressemblances morphologiques avec de véritables sorédies.

Les analyses chromatographiques et spectrophotométriques et la phase Molisch établissent de toute évidence la perte de chlorophylle comme résultat de la pollution par le fluor, mais rien ne vient prouver la formation d'un produit de dégradation. Rao et LeBlanc (1966) dans leur étude se rapportant aux effets du  $\text{SO}_2$  sur la chlorophylle de l'algue lichénique Trebouxia et Coker (1967) sur les bryophytes montrent clairement la dégradation de la chlo-

rophyllé a en phaeophytine a avec libération de  $Mg^{++}$ . La présente étude n'a pu repérer de  $Mg^{++}$  et il est presque apparent que le mécanisme des dommages causés à la chlorophylle par l'acide fluorhydrique est tout autre que celui de l'anhydride sulfureux.

Les thalles du lichen exposés 4 mois, dans une atmosphère modérément polluée, contiennent encore une faible quantité de chlorophylle susceptible d'extraction, tandis que ceux de 12 mois n'en possèdent plus. De ce fait, il est permis de conclure que la perte du pigment est un processus graduel subordonné à la concentration du polluant et à la durée de l'exposition. La présence de pigments jaunes caroténoïdiens sur tous les chromatogrammes suggère leur capacité de résistance à la destruction par la pollution au fluor.

On peut ajouter ici qu'exceptionnels sont les lichens pour absorber rapidement des substances (Smith, 1962). Cela peut expliquer pourquoi, à Arvida, des lichens concentrent plus de 990 ppm de fluor alors que le foin sec de la même zone compte seulement 25-30 ppm (Kielback et Crampton, 1967). Il faut toutefois se rappeler que les lichens, contrairement aux récoltes de fourrage, sont des plantes vertes vivaces et que pour comparer l'accumulation totale d'un polluant dans différentes espèces de plantes, il est préférable de le faire en tenant compte de leur âge physiologique.

Les transformations physiologiques variées observées ici dans le thalle du lichen, spécialement dans les cellules d'algue sont des symptômes de dommages occasionnés par le fluor. Ce gaz peut donc facilement bouleverser la balance fort délicate de la symbiose entre l'algue et le champignon et ainsi causer la mort de l'organisme.

DEUXIÈME PARTIE: TRAVAIL ÉCOLOGIQUE

## CHAPITRE V

SUDBURY: CARTOGRAPHIE DES POLLUTIONS PAR LE SO<sub>2</sub>

Les effets à long terme de la pollution de l'air sur notre écosystème sont d'un très grand intérêt pour tous les biologistes.

Dans les grandes villes, plusieurs espèces de plantes perdent lentement leur vitalité et certaines sont peut-être destinées à s'éteindre dans un avenir prochain. A Montréal, par exemple, un bon nombre de bryophytes et de lichens qui étaient très communs il y a 50 ans sont apparemment disparus de la cité. Aujourd'hui, il devient de plus en plus difficile de cultiver des fleurs et un petit potager dans l'atmosphère actuelle de la ville alors que les arbres eux-mêmes donnent très souvent des signes de décadence. La conservation de la flore sauvage est d'une grande importance pour les générations futures et c'est la responsabilité du biologiste de voir à ce qu'elle ne soit pas irrémédiablement détruite.

Les effets désastreux de la pollution de l'air sur les bryophytes et les lichens spécialement sur les espèces épiphytiques aux environs des industries ont été étudiés par plusieurs chercheurs. Dans les grandes villes, à cause de la multiplicité des sources d'émission et de la nature des polluants, il n'est pas toujours facile d'établir une corrélation entre les épiphytes ou tout autre

genre de végétation et les données soit qualitatives soit quantitatives de pollution. Toutefois, une telle corrélation est possible autour d'une industrie qui dégage un polluant majeur. C'est en considérant ce fait qu'on a choisi pour le présent chapitre Sudbury, région polluée par l'anhydride sulfureux.

Sudbury, ville de 80,000 habitants et capitale du nickel du Canada, est située dans la Province de l'Ontario à 46° 30' de latitude nord et à 81° 0' de longitude ouest. La région possède une topographie plus ou moins unie avec des altitudes moyennes variant entre 250 et 310 mètres.

L'industrie principale est l'exploitation des mines et la réduction des minéraux. Il y a 18 mines et 9 usines de réduction aménagées depuis 1888 par l'International Nickel Company of Canada et la Falconbridge Nickel Mines. La production annuelle des deux compagnies se chiffre à plus de 250,000 tonnes de nickel ce qui représente 52% de la production totale du monde libre. En 1969, la production de nickel de la région fut évaluée à quatre cents millions de dollars environ. On extrait aussi de ces mines des quantités importantes de fer, de cuivre, de platine, d'argent, de cobalt, d'or et d'autres minéraux.

Le minerai, principalement les pyrites de fer et de cuivre contenant de petites quantités de sulfure de nickel, est traité dans trois immenses fonderies situées à Copper Cliff, 5 km W, à Coniston, 10.8 km E, et à Fal-

conbridge, 16.2 km NE de Sudbury (Planche 5, Fig. 1). Une grande quantité de  $\text{SO}_2$  est produite durant la fonte; une petite partie seulement est récupérée comme acide sulfurique tandis que la plus grande partie est rejetée dans l'atmosphère par les cheminées dont quelques-unes mesurent 200 mètres de haut (Planche 5, Fig. 1). On estime qu'à peu près deux millions de tonnes de  $\text{SO}_2$  sont rejetés annuellement dans les environs de Sudbury.

Les rochers noirs complètement dénudés ainsi que le terrain à l'aspect désertique que chacun peut observer sur toutes les routes conduisant à Sudbury sont des signes du tragique problème de pollution qui existe maintenant dans la région (Planche 5, Fig. 2). Toutefois, une partie de la dévastation actuelle provient d'un héritage antérieur, alors que l'on calcinait le minerai (heap-roasting) pour séparer du roc les éléments métalliques. Cela exigeait des quantités énormes de bois pour amorcer la combustion du minerai et conduisait à un usage abusif des ressources forestières. En conséquence, le feu, les émanations toxiques des cheminées ou toute autre activité anthropomorphique ont détruit une grande partie de la végétation climatique de la région de Sudbury. Betula papyrifera, Populus tremuloides et quelques stations mixtes de Pinus strobus dans les endroits les mieux protégés représentent principalement le disclimax actuel (Planche 5, Fig. 3).

En dépit des dommages sérieux causés aux plantes par l'émission du  $\text{SO}_2$  à Sudbury, il n'y a pas beaucoup de

## PLANCHE 5:

Fig. 1. Cheminées des fonderies de Coniston et de Falconbridge et le roc dénudé des environs.

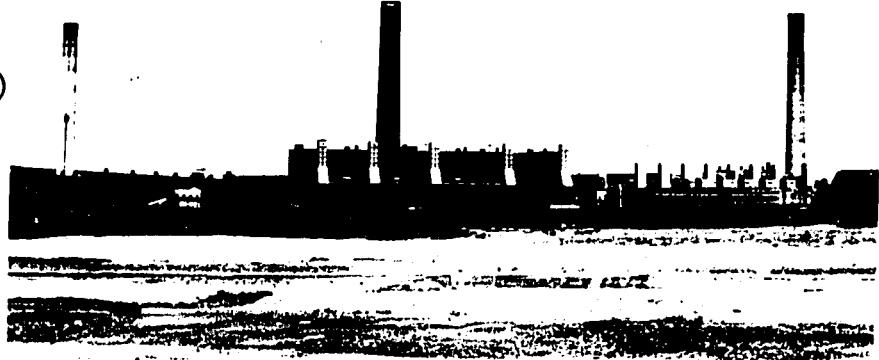
Fig. 2. Surfaces rocheuses complètement dépourvues de végétation à 8 km S de la fonderie de Coniston.

Fig. 3. Dommages causés à la couronne des arbres par des fumigations au  $\text{SO}_2$  près de Lake Panache, à 35.5 km SW de Sudbury. La photographie a été réalisée à partir d'une diapositive, en employant un filtre pour différencier les parties brûlées (en blanc) des parties vertes de la feuille (en noir).



PLANCHE 5

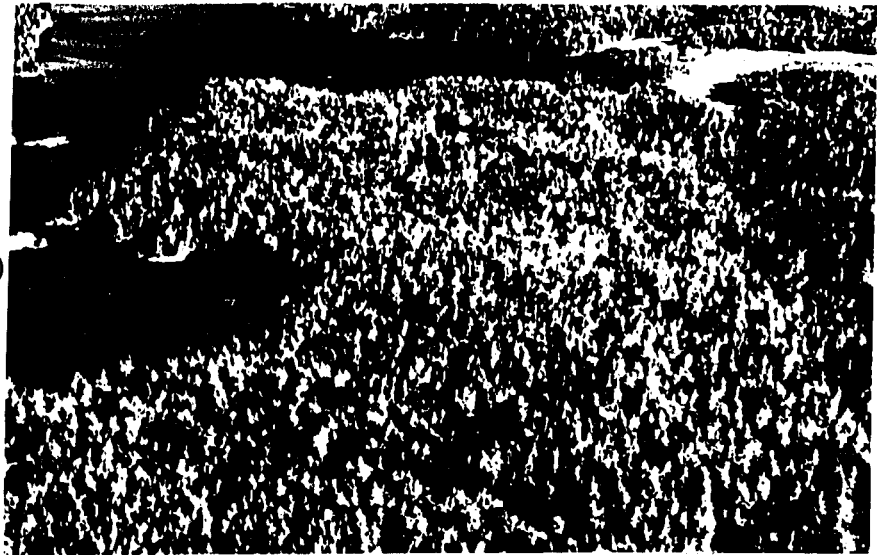
①



②



③



publications disponibles sur ce sujet pour cette région. McCallum (1944) y a estimé l'étendue des dégâts occasionnés aux forêts par le  $\text{SO}_2$ . Linzon (1958, 1966) a souligné l'extrême sensibilité du pin blanc (Pinus strobus) à ce gaz, sa croissance réduite en diamètre et même sa mort à une distance de 40 km de la source de pollution. Gorham et Gordon (1960 a, b) ont montré la décroissance progressive du nombre d'espèces de plantes à mesure que l'on s'approche des fonderies. Dreisinger et McGovern (1970) après des années d'observation ont pu écrire que Fagopyrum sagittatum, Hordeum vulgare, Trifolium pratense, Pteridium aquilinum, Populus tremuloides, Pinus banksiana, Betula papyrifera et Pinus strobus étaient les plantes les plus sensibles au  $\text{SO}_2$  dans la région du Sudbury. LeBlanc et Rao (1966) ont démontré que les lichens et les mousses épiphytiques ne pouvaient survivre longtemps quand, d'un endroit sain, ils sont transplantés dans la région polluée de Sudbury. Linzon (1971) a évalué à \$117,000 la perte annuelle uniquement pour le pin blanc à l'intérieur de la zone de fumée des fonderies de Sudbury qui recouvre environ 1864 kilomètres carrés.

Dans ce chapitre, on présentera une carte de pollution de la région de Sudbury basée sur un Indice de Pureté Atmosphérique (IPA) déterminé au moyen des épiphytes qui croissent en cet endroit et on la comparera avec une autre carte réalisée à l'aide des moyennes de concentrations de  $\text{SO}_2$  enregistrées par des automètres Thomas.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les données sur la végétation épiphytique furent recueillies sur le terrain durant les étés de 1967 et de 1968 mais celles concernant le  $\text{SO}_2$  ont été extraites des rapports de la Phytotoxicology Section, Air Management Branch, Ontario Department of Energy and Resources Management, Sudbury (autrefois Ontario Department of Mines).

### I. Les données de la végétation épiphytique

#### 1. Le choix des stations et des phorophytes.

Pour l'étude des épiphytes, 31 stations furent retenues (Fig. 8). En ce qui concerne leur emplacement, dix coïncident avec des stations d'enregistreurs automatiques du  $\text{SO}_2$ , deux sont près des fonderies à Coniston et à Falconbridge et les 19 autres sont distribuées sur toute l'étendue du territoire inventorié. Pour éviter les comparaisons injustifiées et pour minimiser l'influence des facteurs de l'environnement autres que celui de la pollution, on a choisi de façon à peu près identique les stations et les arbres portant les épiphytes. Dans le but de ne pas amoindrir les effets de la pollution, on ne conserva que les stations le long des routes possédant des arbres de taille appréciable (50 cm de diamètre environ). On écarta de façon systématique les arbres des forêts et ceux des bocages parce que les conditions de milieu équivalentes à celles de l'ensemble des autres stations ne s'y trouvaient pas réalisées. En effet, dans ces habitats plus denses,

Légende de la Figure 8

(1)	1.	Grassy Lake	(13)	17.	Hagar
(2)	2.	Lake Kukagami	(14)	18.	Markstay
(4)	3.	Capreol	(15)	19.	Callum
(5)	4.	River Valley	(16)	20.	Wahnapiatae
(3)	5.	Skead	(17)	21.	Coniston
(8)	6.	Hanmer Station	(26)	22.	St. Cloud
(9)	7.	Val Caron	(21)	23.	Lively
(10)	8.	Rayside	(27)	24.	Makada Lake
(11)	9.	Morgan	(22)	25.	Whitefish
(6)	10.	Loughrin	(24)	26.	Nairn
(7)	11.	Falconbridge	(25)	27.	St. Charles
(18)	12.	Garson	(28)	28.	Burwash
(20)	13.	Sudbury Nord	(29)	29.	Lake Panache
(19)	14.	Sudbury Centre	(30)	30.	Noelville
(23)	15.	Cameron Lake	(31)	31.	Gainey Lake
(12)	16.	Warren			

N.B. Entre parenthèses, les numéros correspondant au Tableau 22.

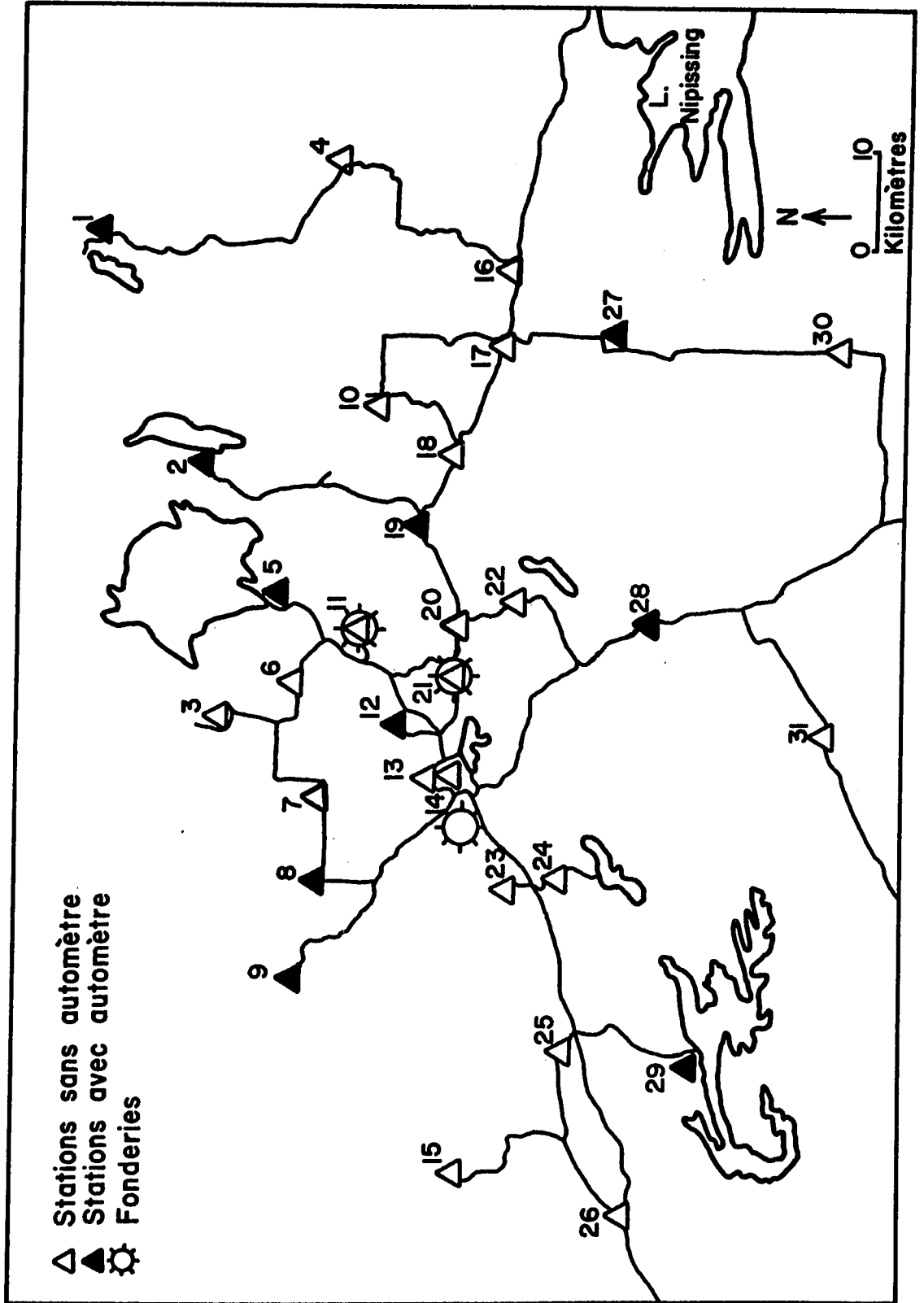


Fig. 8 Stations inventoriées de Sudbury.

prend place une végétation épiphytique différente et souvent plus luxuriante que celle qui croît sur les arbres isolés inévitablement plus exposés à l'impact des pollutions. Telle est la raison principale pour laquelle on n'a retenu que les arbres isolés ou disposés en bordure des voies de communication, suffisamment dégagés de toute construction pour en éviter l'influence.

Parmi les phorophytes ( $\varphi\omicron\rho\omicron\varsigma$  = porteur,  $\varphi\upsilon\tau\omicron\nu$  = plante) de Sudbury, Populus balsamifera, le peuplier baumier est la seule essence résistante au  $SO_2$ , cultivée abondamment ou croissant à l'état sauvage. Ce peuplier ne porte pas une flore épiphytique très riche et de ce fait, il n'est pas l'arbre "idéal" pour ce genre de recherche. En dépit de cet inconvénient, on a préféré l'étude des épiphytes de cette espèce seulement parce qu'elle fournit un substrat uniforme et est abondante à toutes les stations. De plus, cela écarte l'obstacle de la possibilité de variations qualitatives et quantitatives de la végétation épiphytique dues aux différences physico-chimiques des écorces.

2. La Phytosociologie. A chaque station, un nombre suffisant de peupliers baumiers furent rapidement repérés dans le but d'estimer la flore épiphytique. On fit soigneusement à la loupe le relevé de tous les bryophytes et lichens présents sur les troncs depuis la base jusqu'à 2.5 mètres de hauteur d'une dizaine de gros



bres comparativement riches en épiphytes pour la station. Le degré de recouvrement de la végétation épiphytique se traduit difficilement sous une forme quantitative précise. Le recouvrement de même que la fréquence de chaque espèce ont dès lors été estimés de façon relativement grossière; les valeurs assignées sont fondées sur l'échelle conventionnelle ci-après (LeBlanc et DeSloover, 1970):

5 est attribué à un épiphyte très fréquent et présentant un recouvrement important sur la plupart des arbres de la station,

4 est attribué à une espèce fréquente ou présentant un recouvrement important sur quelques arbres,

3 est attribué à une espèce peu fréquente ou présentant un recouvrement moyen sur quelques arbres,

2 est attribué à une espèce très peu fréquente ou présentant un faible recouvrement,

1 est attribué à une espèce très rare et présentant un degré de recouvrement très faible.

Dans cette échelle, la fréquence d'une espèce, c'est le pourcentage d'arbres dans une station particulière où elle figure physiquement tandis que la couverture représente la surface que l'espèce occupe dans cette station.

## II. La synthèse des données sur les épiphytes

1. L'analyse des données. Les nombreuses données recueillies à chaque station rendent quasi impossible une comparaison objective de la végétation épiphytique d'une station à l'autre. Pour faciliter cette opération, on a cru bon d'appliquer une méthode originale développée par DeSloover et LeBlanc (1968), modifiée par la suite par LeBlanc et DeSloover (1970) et qui consiste à intégrer les différents éléments d'appréciation en une expression chiffrée unique; celle-ci reflète la richesse de la végétation épiphytique et constitue un indice qu'on désigne comme "Indice de Pureté Atmosphérique" (IPA). En effet, sous un climat donné dont les éléments déterminent les potentialités de la végétation, la qualité de l'air constitue un facteur limitant, au moins en ce qui concerne les épiphytes. Il est d'ailleurs facile d'observer à l'échelle strictement locale - ou éventuellement régionale en fonction de la plus ou moins grande uniformité des conditions mésoclimatiques - l'absence ou la rareté d'épiphytes dans les secteurs pollués par comparaison avec les secteurs où l'air demeure pur et où la végétation épiphytique est plus ou moins luxuriante suivant les caractéristiques climatiques.

L'indice de pureté atmosphérique relatif à une station comportant  $n$  espèces d'épiphytes répond à la formule suivante: 
$$IPA = \sum \frac{1}{n} Q \times f / 10$$

où  $f$  est la fréquence-couverture de chaque espèce à chaque station;  $Q$  d'une espèce est la moyenne du nombre d'épiphytes présents avec cette espèce à toutes les stations; il est déterminé en additionnant le nombre d'épiphytes présents avec l'espèce aux stations étudiées et en divisant ce total par le nombre de stations où cette espèce est présente. Ce qui ferait de  $Q$  l'expression numérique d'un facteur apparent de résistance pour une espèce. Dans le but d'avoir des chiffres facilement maniables, la somme de  $Q \times f$  est divisée par 10. Pour illustrer cette méthode, le relevé de la station Markstay est présenté au Tableau 21.

2. La cartographie des IPA ou des zones de pollution. On plaça premièrement les valeurs d'IPA des 31 stations sur un profil de carte de Sudbury. Les stations, tombant dans une certaine limite prédéterminée d'IPA, furent reliées ensemble par des lignes isométriques pour délimiter les différentes zones d'IPA.

Les valeurs d'IPA de 0 à 9 comprises dans la zone I caractérisent les secteurs où la pollution de l'air est le plus intense; celles de 10 à 24, dans la zone II, signalent aussi une forte pollution. Dans ces deux premières zones, la végétation épiphytique est pauvre et même très pauvre. Les stations qui atteignent des valeurs d'IPA entre 25 et 39, dans la zone III, offrent une végétation épiphytique faiblement mais relativement bien repré-

TABLEAU 21

Relevé des épiphytes de la station Markstay

Espèces	Q	f	Qxf
<i>Bacidia chlorococca</i>	10	4	40
<i>Candelariella pinastri</i>	17	1	17
<i>Cetraria sepincola</i>	14	2	28
<i>Cladonia coniocraea</i>	12	2	24
<i>C. cristatella</i>	11	2	22
<i>Evernia mesomorpha</i>	18	1	18
<i>Hypogymnia physodes</i>	16	1	16
<i>Lepraria aeruginosa</i>	11	1	11
<i>Parmelia sulcata</i>	13	3	39
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	14	1	14
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	13	2	26
<i>Usnea sp.</i>	21	1	21
		$\Sigma ( Q \times f )$	= 276

sentée; celles de 40 à 54 composent la zone IV où règne un air plus pur et plus favorable à la croissance des mousses et des lichens. Enfin celles de 55 et au-dessus dans la zone V présentent la végétation épiphytique la mieux développée de la région de Sudbury.

### III. Les données de pollution du SO<sub>2</sub>

Depuis 1954, l'Ontario Department of Mines a établi dix automètres Thomas pour la mesure de l'anhydride sulfureux émanant des fonderies à Sudbury. Ces appareils, situés de 7.7 à 64.6 km de cette ville, enregistrent de façon continue les concentrations de SO<sub>2</sub> au niveau du sol et peuvent indiquer les dommages possibles des fumigations durant la saison de croissance, i.e. de mai à octobre. Voici la méthode que l'on emploie pour déterminer la concentration en ppm de l'anhydride sulfureux de l'air. Le SO<sub>2</sub> de l'atmosphère est d'abord absorbé par une solution de peroxyde d'hydrogène et d'eau distillée et cela provoque dans cette solution des changements de conductivité électrique que l'automètre enregistre.

Les rapports annuels du Department of Mines de Sudbury montrent que des dix automètres, ceux de Garson, Skead, Kukagami Lake et de Grassy Lake, respectivement à 7.7, 25.6, 42.9 et 64.6 km NE, celui de Lake Panache, 35.5 km SW et celui de Burwash, 27.5 km SE de Sudbury furent construits en 1954. Ceux de Rayside et de St. Charles, 14.4 km NW et 48.0 km SE de Sudbury sont en fonction

depuis 1957, tandis que ceux de Morgan, 24.6 km NW et de Callum, 29.1 km E de Sudbury le sont depuis 1961 et 1962 respectivement. Tous ces appareils enregistreurs sont électriques sauf ceux de Kukagami Lake et de Grassy Lake qui sont activés par des générateurs à gazoline. Ces automètres mesurent la concentration de  $\text{SO}_2$  d'une superficie de plus de  $6400 \text{ km}^2$  autour de Sudbury. On peut connaître par ces rapports: (i) le nombre total d'heures durant lesquelles on a enregistré des concentrations de  $\text{SO}_2$ , (ii) le nombre de demi-heures au-dessus de 0.25, 0.50 ou 1.00 ppm, (iii) l'instant du maximum de concentration semi-horaire à chaque station où il y a un automate, et (iv) le maximum, le minimum et la moyenne de concentration de  $\text{SO}_2$ , pour chaque mois.

Les zones de pollution de  $\text{SO}_2$ , décrites par Dreisinger (1965) à Sudbury, basées sur la concentration moyenne du gaz, sont comparées ici aux zones d'IPA qu'on a déterminées à l'aide des épiphytes et ce, dans le but de vérifier la validité et la portée de cette dernière méthode pour évaluer la pollution d'une superficie donnée.

## RÉSULTATS

1. Les arbres de Sudbury Nord, de Sudbury Centre et de Falconbridge sont complètement dépourvus d'épiphytes mais ceux de Lively, de Wahnapiatae et de Skead portent quelques thalles de Bacidia chlorococca. Toutefois, ces

thalles sont pauvrement développés et ont des coefficients de fréquence-couverture très bas. La végétation épiphytique de Coniston, de Hanmer Station, de Makada Lake et de Val Caron est également pauvre, représentée seulement par deux espèces dont Bacidia chlorococca. Les endroits les plus riches en épiphytes sont River Valley, Cameron Lake et Hagar, qui ont respectivement 27, 28 et 29 espèces. Au total, on a relevé 60 espèces d'épiphytes dont 43 lichens et 17 bryophytes (Tableau 22). On a pu observer à chaque station que le nombre de lichens surpassait le nombre de bryophytes (Tableau 23).

2. Les bryophytes épiphytes vraies trouvées dans cette région sont Frullania eboracensis, Orthotrichum obtusifolium, Platygyrium repens, Ptilidium pulcherrimum, Py-laisiella polyantha et Leskea polycarpa. On collectionna également sur les écorces ou sur d'autres substrata, des bryophytes comme Amblystegium kochii, A. serpens, Anomodon attenuatus, Brachythecium salebrosum, Dicranella heteromalla, Dicranum flagellare, Drepanocladus uncinatus, Heterophyllum haldanianum, Hypnum lindbergii, H. reptile et Pohlia nutans. Excepté Cameron Lake, Whitefish, Loughrin et Warren qui avaient respectivement 4, 4, 5 et 7 espèces de bryophytes, toutes les stations n'en possédaient que 3 ou moins.

3. Les seules espèces de lichens trouvées près des fonderies furent Bacidia chlorococca, Lepraria aeru-



TABLEAU 23

Nombre d'épiphytes et valeurs d'IPA des stations

(A indique les stations avec automètre)

Stations	Distance de Sudbury	Epiphytes		IAP
		Lichens	Bryophytes	
Sudbury Centre		0	0	0
Sudbury Nord		0	0	0
Falconbridge	16.2 km NE	0	0	0
Lively	12.4 km SW	1	0	1
Wahnapitae	16.2 km E	1	0	1
Skead (A)	25.6 km NE	1	0	1
Coniston	10.8 km E	1	1	1
Hanmer Station	17.3 km N	2	0	3
Makada Lake	13.8 km SW	2	0	4
Val Caron	12.7 km N	2	0	4
Garson (A)	7.7 km NE	2	2	5
Capreol	22.3 km N	5	2	12
St. Cloud	18.5 km SE	4	1	13
Callum (A)	29.1 km E	6	1	15
Lake Kukagami (A)	42.9 km NE	6	2	19
Burwash (A)	27.5 km SE	10	0	20
Lake Panache (A)	35.5 km SW	7	3	21
Rayside (A)	14.4 km NW	10	1	24
Markstay	32.4 km E	11	1	28
Loughrin	38.5 km E	9	5	38
Whitefish	27.7 km NW	8	4	39
Grassy Lake (A)	64.6 km NE	12	3	39
Morgan (A)	24.6 km NW	13	1	40
Gainey Lake	36.2 km S	16	3	50
Nairn	46.2 km SW	14	2	61
St. Charles (A)	48.0 km SE	13	3	61
Noelville	55.4 km SE	16	2	70
Cameron Lake	38.5 km W	24	4	76
Warren	50.8 km E	13	7	85
River Valley	61.6 km NE	24	3	92
Hagar	43.1 km E	26	3	104

ginosa, Lecanora saligna et Parmelia sulcata qui ont respectivement des valeurs de Q de 10, 11, 12 et 13. Aucune d'elles ne fut signalée dans un rayon de 7.0 km de Sudbury. Parmeliopsis ambigua, Hypogymnia physodes, Cetraria pinastri, Evernia mesomorpha, Candelariella vitellina et quelques autres dont les valeurs de Q varient entre 14 et 19 sont présentes à 14.4 km des cheminées et au-delà. Aussi les lichens qui possèdent une sensibilité accrue au SO<sub>2</sub> et qui atteignent des valeurs de Q comprises entre 20 et 24 et au-dessus, comme on peut le voir au Tableau 24, apparaissent à des distances de plus en plus éloignées du centre de Sudbury.

4. A partir des données de f et de Q, on a calculé les indices de pureté atmosphérique (IPA) de chaque station. Ces valeurs, qui se placent entre 0 et 104, furent arrangées en 5 groupes pour délimiter la superficie inventoriée en cinq zones par la méthode décrite précédemment (Fig. 9 ). On doit signaler ici que les mousses et les lichens croissant sur l'humus accumulé à la base du tronc ou sur d'autres substrata analogues ne sont pas considérés comme épiphytes vrais, donc ne sont pas inclus dans les déterminations des valeurs d'IPA.

5. Le rapport de pollution pour 1967 (Dreisinger et McGovern, 1968) publiait que parmi les 83,018 mesures individuelles de demi-heures de SO<sub>2</sub> enregistrées, 12.4% indiquaient des teneurs mesurables de SO<sub>2</sub>, tandis que 87.6% n'en montraient aucune trace. Parmi celles qui en possé-

TABLEAU 24

Distribution des lichens épiphytiques dans les zones d'IPA

Espèces	Q	Zones				
		I	II	III	IV	V
<i>Alectoria americana</i>	16				x	
<i>Alectoria nidulifera</i>	22				x	x
<i>Bacidia chlorococca</i>	10	x	x	x	x	x
<i>Buellia stillingiana</i>	27					x
<i>Caloplaca cerina</i>	19				x	x
<i>Candelaria concolor</i>	21					x
<i>Candelariella vitellina</i>	19		x	x	x	x
<i>Cetraria ciliaris</i>	27					x
<i>Cetraria pinastri</i>	17		x	x	x	x
<i>Cetraria sepincola</i>	14		x	x	x	x
<i>Cladonia coniocraea</i>	12		x	x	x	x
<i>Cladonia cristatella</i>	11			x		
<i>Cladonia fimbriata</i>	26					x
<i>Evernia mesomorpha</i>	18		x	x	x	x
<i>Hypogymnia physodes</i>	16		x	x	x	x
<i>Lecanora expallens</i>	13		x	x		x
<i>Lecanora saligna</i>	12	x	x	x	x	x
<i>Lecanora subfusca (Coll.)</i>	20				x	x
<i>Lecanora subfusca variolosa</i>	16		x	x	x	x
<i>Lecanora subintricata</i>	18		x		x	x
<i>Lecanora symmicta</i>	21				x	x
<i>Lecidea nylanderi</i>	22					x
<i>Lepraria aeruginosa</i>	11	x		x		x
<i>Parmelia exasperatula</i>	18		x	x	x	x
<i>Parmelia olivacea</i>	21			x		x
<i>Parmelia rudecta</i>	19					x
<i>Parmelia septentrionalis</i>	24				x	x
<i>Parmelia sulcata</i>	13	x	x	x	x	x
<i>Parmelia trabeculata</i>	28					x
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	14		x	x		x
<i>Pertusaria multipunctata</i>	14			x		
<i>Physcia alpolia</i>	24				x	x
<i>Physcia adscendens</i>	20			x		x
<i>Physcia farrea</i>	24					x
<i>Physcia grisea</i>	20			x	x	x
<i>Physcia orbicularis</i>	17					x
<i>Physcia stellaris</i>	19			x	x	x
<i>Ramalina fastigiata</i>	28					x
<i>Rinodina halei</i>	20			x	x	x
<i>Rinodina papillata</i>	27					x
<i>Usnea sp.</i>	21				x	x
<i>Xanthoria fallax</i>	17					x
<i>Xanthoria polycarpa</i>	19					x

TOTAL 4 14 21 23 40

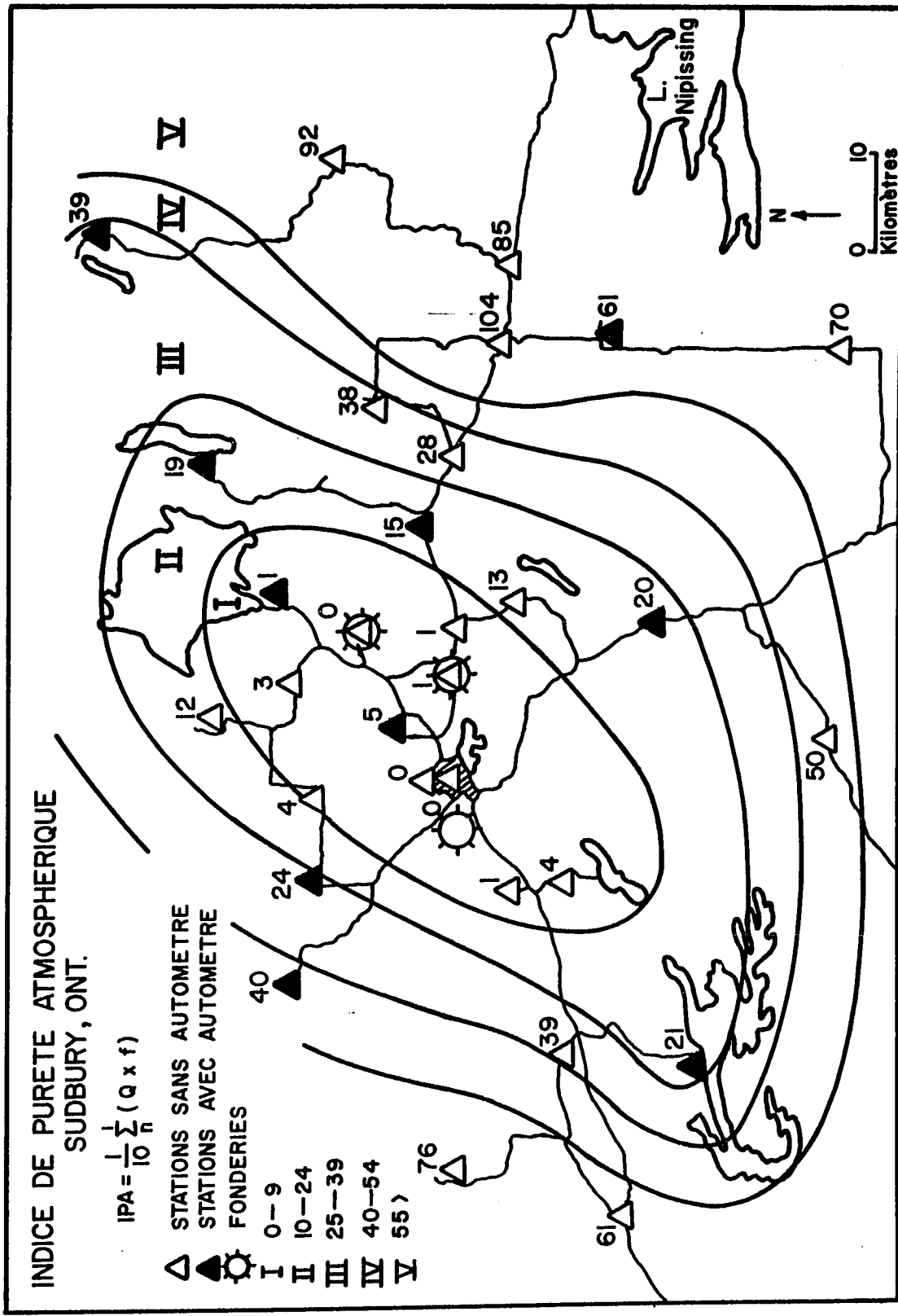


Fig.9 Zones d'IPA, à Sudbury.

daient, 1.5% avait au-dessus de 0.25 ppm, 0.5% avait plus de 0.50 ppm et 0.06% plus de 1.00 ppm de  $\text{SO}_2$  dans l'air. Des concentrations au-dessus de 1.0 ppm furent enregistrées à Garson, Skead, Morgan, Rayside et Callum; au-dessus de 0.5 ppm au moins une fois à toutes les dix stations des automètres excepté à St. Charles; au-dessus de 0.25 ppm à Skead pour 204.5 heures, à Garson pour 147 heures, à Rayside pour 81.5 heures, à Callum pour 68.5 heures, à Kukagami Lake pour 63.5 heures, à Lake Panache pour 25 heures, à Morgan pour 18.5 heures, à Grassy Lake et à Burwash pour 12.5 heures et à St. Charles pour 4.5 heures.

6. Le rapport ci-haut mentionné indique également que durant la dernière décade, des épisodes tragiques se sont produits fréquemment à Sudbury quand les concentrations semi-horaires de  $\text{SO}_2$  atteignirent 3.65 ppm à Skead en 1956, 3.06 ppm à Garson en 1962, 1.70 ppm à Rayside en 1959, 1.65 ppm à Lake Panache en 1965, 1.63 ppm à Callum en 1965, 1.39 ppm à Burwash en 1954, 1.24 ppm à Morgan en 1967 et à Kukagami Lake en 1961, 0.95 ppm à St. Charles en 1959 et 0.77 ppm à Grassy Lake en 1966.

Les moyennes des concentrations semi-horaires de  $\text{SO}_2$  pour les périodes de  $\text{SO}_2$  seulement (mai à novembre) furent: Skead 0.420 ppm en 1953, Garson 0.199 ppm en 1960, Burwash 0.173 ppm en 1953, Lake Panache 0.172 ppm en 1953, Rayside 0.165 ppm en 1957, Kukagami Lake 0.128 en 1959, Grassy Lake 0.113 en 1959, Callum 0.106 en 1967,

Morgan 0.099 en 1966 et St. Charles 0.086 en 1957.

7. Au Tableau 25, on trouvera le nombre de fumigations potentiellement nuisibles et qui ont déjà causé des dommages aux récoltes et aux arbres des forêts de Sudbury. On a pu observer qu'environ 70% des concentrations de  $SO_2$  enregistrées à Sudbury le furent, en général, entre le lever et le coucher du soleil et que la concentration maximum à chaque station fut toujours atteinte durant le jour.

#### DISCUSSION ET CONCLUSION

Les stations étudiées diffèrent les unes des autres par le nombre d'épiphytes (n) aussi bien que par la fréquence et la couverture (f) de chaque espèce. En ce qui concerne le facteur de résistance (Q) (Tableau 24) on peut émettre l'hypothèse que plus la valeur de Q est élevée plus la résistance de l'espèce à la pollution est basse et vice versa. Les seuls lichens présents à toutes les zones étaient Bacidia chlorococca, Lecanora saligna et Parmelia sulcata, avec 10, 12 et 13 comme valeur respective de Q. Ceux qui ont alors une valeur de Q plus élevée se présentent progressivement à des endroits plus éloignés des fonderies et en conséquence dans des zones de moins en moins polluées. Presque toutes les espèces exclusives à la zone V ont des valeurs de Q relativement élevées de 21, 22, 24, 26, 27 et 28. On peut cependant signaler ici que Physcia orbicularis, Xanthoria fallax,

Xanthoria polycarpa et Parmelia rudecta avaient une valeur de Q tombant entre 17 et 19 seulement. Ces espèces bien qu'elles furent d'abord rencontrées dans la zone V, peuvent aussi survivre dans des régions qui possèdent un niveau de pollution plus élevé que celui de la zone V.

On sait qu'il y a des fumigations de  $\text{SO}_2$  potentiellement nocives autour de Sudbury et, par le Tableau 25, il est évident que ces épisodes sont plus fréquents au NE des fonderies. Une telle orientation des dommages laisse croire au rôle des vents dominants dont 21.4% viennent du sud-ouest, 15.7% du sud et 14.5% de l'ouest (Dreisinger, 1965). Dans 50% des cas, ces vents disperseraient tout naturellement les émissions vers le quadrant NE.

Puisqu'on observe une diminution dans la concentration de  $\text{SO}_2$  à mesure que la distance augmente des fonderies, il est possible de diviser la superficie étudiée en zones multiples possédant des niveaux différents de pollution. La dimension et le nombre de ces zones toutefois sont régis par les limites mêmes des concentrations qu'on fixe pour les délimiter. Plus la marge des concentrations est petite, plus le nombre de zones est grand et vice versa. Il faut signaler ici que ces zones, quoique variant dans leur concentration de  $\text{SO}_2$ , représentent un continuum d'un gradient de pollution.

En ce qui concerne les concentrations de  $\text{SO}_2$  à Sudbury, on peut estimer (Dreisinger, 1967) que des concentrations au niveau du sol de 0.95 ppm pendant 1 heure, ou

TABLEAU 25

Nombre de fumigations au SO<sub>2</sub> potentiellement nocives à Sudbury, de 1954 a 1968

Stations avec automètre	km de Sudbury	1954	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68
Garson	7.7 NE	14	22	11	18	15	27	24	24	19	35	17	13	11	19	10
Skead	25.6 NE	17	27	26	22	21	15	21	29	19	24	19	17	11	24	19
Kukagami Lake	42.9 NE	1	0	1	3	2	3	2	6	2	3	5	1	0	4	1
Grassy Lake	64.6 NE	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Lake Panache	35.5 SW	6	5	5	5	1	1	3	6	1	2	0	4	3	3	5
Burwash	27.5 SE	8	4	5	2	0	5	4	5	0	2	1	0	0	0	0
Rayside	14.4 NW				2	0	8	8	8	7	5	3	4	2	10	11
St. Charles	48.0 SE				0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Morgan	24.6 NW								0	3	0	0	0	3	5	0
Callum	29.1 E								1	4	2	2	2	5	8	4

0.55 ppm pendant 2 heures, ou 0.35 ppm pendant 4 heures, ou 0.25 ppm pendant 8 heures représentent des émissions potentiellement dangereuses et peuvent causer de sérieux dommages aux plantes. Dans cette région, les dégâts à la végétation supérieure se produisent rarement avant que ces seuils soient atteints. Cependant, dans certaines circonstances, des espèces très sensibles comme le tremble (Populus tremuloides) et le sarrasin (Polygonum fagopyrum) ont subi des avaries après avoir été soumis à des concentrations de 0.70 ppm pendant une heure ou de 0.18 ppm pendant huit heures. En tout temps, on peut observer que les effets des fumigations sont intensifiés à une plus grande humidité.

Le territoire couvert par les automètres a été subdivisé par Dreisinger (1965) en quatre zones de pollution à l'aide des concentrations moyennes de  $\text{SO}_2$  des douze dernières années. Dans la zone I (Fig. 10) où la pollution doit être considérée comme intense, la concentration est au-dessus de 0.03 ppm pour une surface d'environ  $216 \text{ km}^2$ ; dans la zone II, où le taux de pollution est modéré, la concentration se trouve entre 0.02 - 0.03 ppm pour une superficie de  $650 \text{ km}^2$ ; dans la zone III où la pollution est légère, la concentration se situe de 0.01 à 0.02 ppm pour une surface de  $1642 \text{ km}^2$ ; dans la zone IV où les pollutions ne sont plus que très faibles, la concentration est entre 0.005 - 0.01 ppm pour  $1290 \text{ km}^2$  de surface. On considère normales les valeurs au-dessous des limites de la zone IV, soit 0.005 ppm.

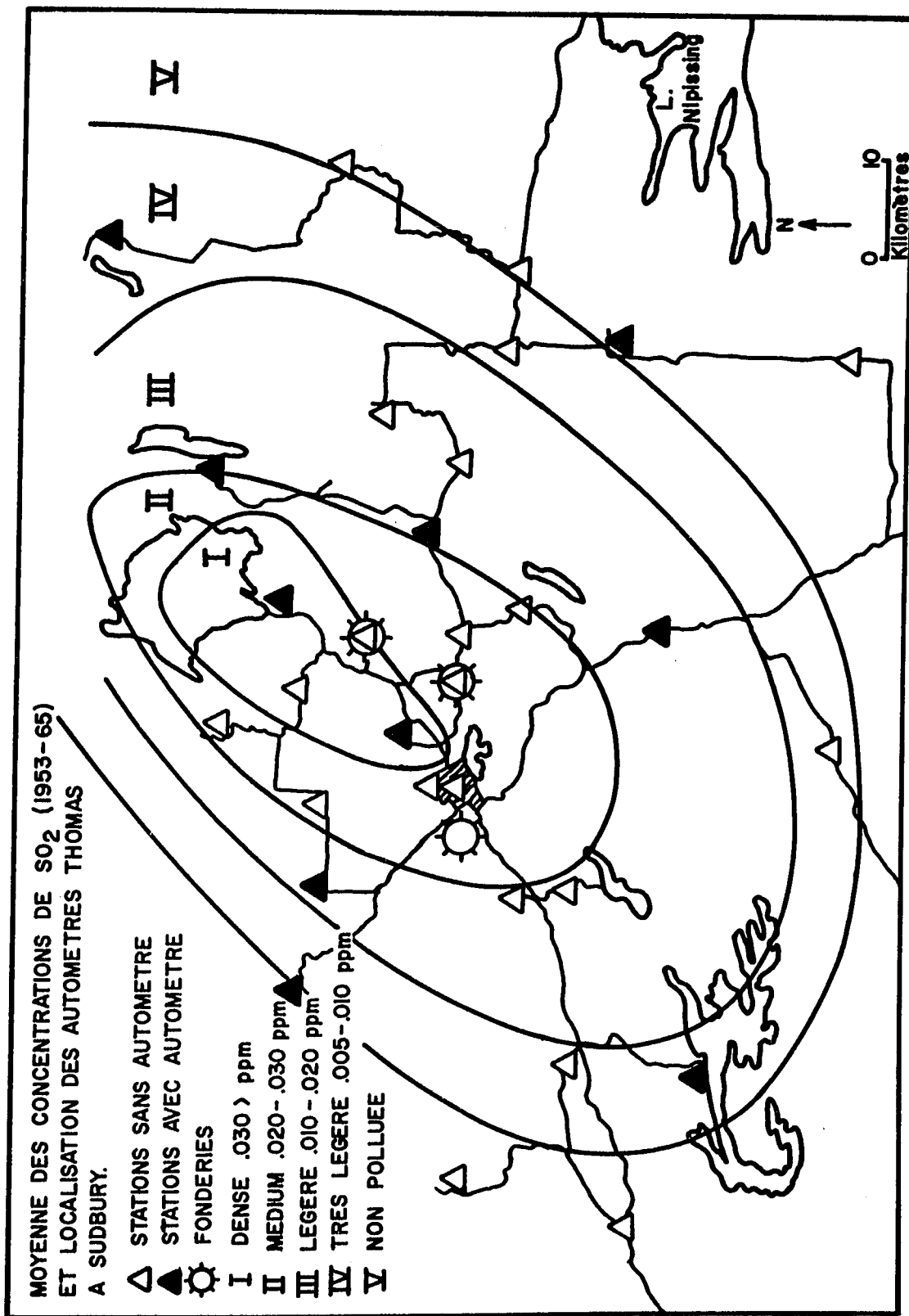


Fig.10 Zones de pollution du SO<sub>2</sub>, à Sudbury.

A partir des moyennes de concentrations de  $\text{SO}_2$  obtenues pour les zones ci-haut mentionnées, on pourrait penser que les plantes dans ces zones, y compris les épiphytes, ne seraient pas endommagées parce que ces concentrations sont beaucoup plus basses que le niveau souvent considéré comme nuisible. Cela est faux cependant. Les plantes dans toutes les zones montrent bien des symptômes de dommages en rapport avec le niveau de pollution qui est maximum dans la zone I et minimum dans la zone IV. On ne peut pas s'attendre à obtenir une image précise du problème de la pollution sur le terrain à partir de la concentration moyenne seulement. Toutefois, si l'on considère l'action à long terme de la pollution, ses effets nocifs sur les plantes sont indéniables.

Les épiphytes, spécialement les lichens, étant des plantes vivaces toujours vertes et dépourvues de tout mécanisme de contrôle physique ou biologique, absorbent continuellement du  $\text{SO}_2$  dans un milieu pollué. Durant des périodes de fortes concentrations, l'absorption de  $\text{SO}_2$  par les lichens et les mousses produit du  $\text{H}_2\text{SO}_3$  qui cause la dégradation de la chlorophylle tandis qu'à de basses concentrations, cette absorption produirait une augmentation de la teneur de  $\text{SO}_4^{--}$  qui en dernier ressort créerait une plasmolyse permanente et détruirait la structure cellulaire (Rao et LeBlanc, 1966; Coker, 1967). Par conséquent, les épiphytes montreraient, comme on peut souvent l'observer, des symptômes d'avaries à des concen-

trations de  $\text{SO}_2$  qui seraient ou ne seraient pas dommageables aux plantes supérieures. En tout temps et à tout endroit, les épiphytes seraient plus affectés que les plantes supérieures par la pollution de l'air peut-être parce que ces dernières ont l'avantage de pouvoir perdre leurs feuilles et de contrôler par leurs stomates l'entrée des gaz.

Les zones découpées à l'aide des valeurs d'IPA (Fig. 9), sont comparables grosso modo aux zones de pollution de Dreisinger (Fig. 10), représentant des superficies à concentration de  $\text{SO}_2$  très dense, dense, légère, très légère et nulle (non polluée). Les zones respectives des Figures 9 et 10 représentent une augmentation des valeurs d'IPA et une diminution des concentrations de  $\text{SO}_2$  dans les transects rayonnant dans toutes les directions à partir de la source d'émission. Les zones forment une ellipse avec un axe principal dirigé SW - NE à cause des vents dominants transportant le gaz pollué dans la direction NE des fonderies. Puisque les cheminées de Copper Cliff, Coniston et Falconbridge sont situées respectivement à 5 km W, 10.8 km E et 16.2 km NE de Sudbury, on trouve sur ces cartes les sources de pollution situées vers le centre de l'ellipse et non près du terme au SW, comme on peut souvent l'observer dans les études de pollution où il n'y a qu'une seule source tel le cas de la fonderie de Wawa, Ontario, (Rao et LeBlanc, 1967).

On peut conclure que la détermination de l'IPA d'un nombre de stations choisies dans une région contaminée

par un polluant spécifique, tel que le  $\text{SO}_2$ , peut fournir une méthode rapide, efficace et économique pour préparer la carte de pollution de cette région. Cette carte, avec quelques considérations de météorologie et de topographie, représenterait une image relativement adéquate de la concentration de la pollution, de l'intensité des dommages causés et de l'étendue de la région totale affectée par le polluant.

## CHAPITRE VI

ARVIDA: CARTOGRAPHIE DES POLLUTIONS PAR LE FLUOR

Quelques biologistes utilisent la sensibilité des lichens et des bryophytes à la pollution de l'air pour supputer les niveaux de pollution causés par les cités et les industries. Gilbert, (1970) Hawksworth et Rose (1970) ont développé une échelle biologique basée sur la présence et sur la vigueur de croissance de certains lichens et bryophytes sur des substrata spécifiques dans des endroits possédant une concentration de  $SO_2$  connue. La végétation lichénique d'une station sur un substratum spécifique, une écorce par exemple, étant inventoriée, on peut avec cette échelle appropriée lire directement le niveau approximatif de pollution que peut supporter ce groupe de lichens. De telles échelles, facilement maniables sur le terrain, sont pourtant d'usage limité parce qu'elles ne peuvent être utilisées que dans des sites écologiquement semblables à ceux où elles ont été calibrées.

DeSloover et LeBlanc (1968), utilisant des lichens comme bioindicateurs de pollution, ont formulé une méthode phytosociologique élaborée pour mettre en corrélation les données de la végétation épiphytisque d'un territoire avec la qualité de son air ambiant. Cette méthode, est dite "Indice de Pureté Atmosphérique".

Ayant déjà appliqué cette méthode de l'IPA avec succès pour tracer la carte de pollution par le  $SO_2$ , à

Sudbury, l'auteur, dans ce chapitre, l'utilise à nouveau pour tracer les différentes zones de pollution d'une région contaminée par le fluor cette fois. Il cherche également à mettre en corrélation ces zones avec les concentrations en ppm du fluor accumulé chez le Parmelia sulcata, transplanté sur des arbres pour une période de 12 mois à quelques stations déjà identifiées au chapitre IV.

Pour cette étude, on choisit encore la région d'Arvida où du fluor volatil et de l'acide fluorhydrique gazeux sont rejetés dans l'atmosphère par l'usine d'aluminium durant l'extraction électrolytique d'une solution d'alumine et de cryolite. Ces émissions continuelles de fluor créent un problème considérable de pollution sur une très grande superficie autour de l'usine (Kielback et Crampton, 1967), (Fig. 11).

La région d'Arvida possède un relief ondulé et montagneux et constitue une partie du bouclier précambrien. Le climat est continental, avec des étés plutôt frais et très peu de périodes sèches. La moyenne de la température annuelle et de la précipitation varie de  $-0.7^{\circ}$  à  $4^{\circ}\text{C}$  ( $31$  à  $40^{\circ}\text{F}$ ) et  $72$ - $145$  cm respectivement. La végétation forestière fait partie de la section Saguenay de la région des Grands-Lacs et du St-Laurent (Rowe, 1959). Les espèces d'arbres les plus importantes sont Abies balsamea et Picea mariana associés à Picea glauca, Betula papyrifera, Populus balsamifera, Pinus resinosa, etc... Chicoutimi, Jonquière, Arvida et Kénogami avec des

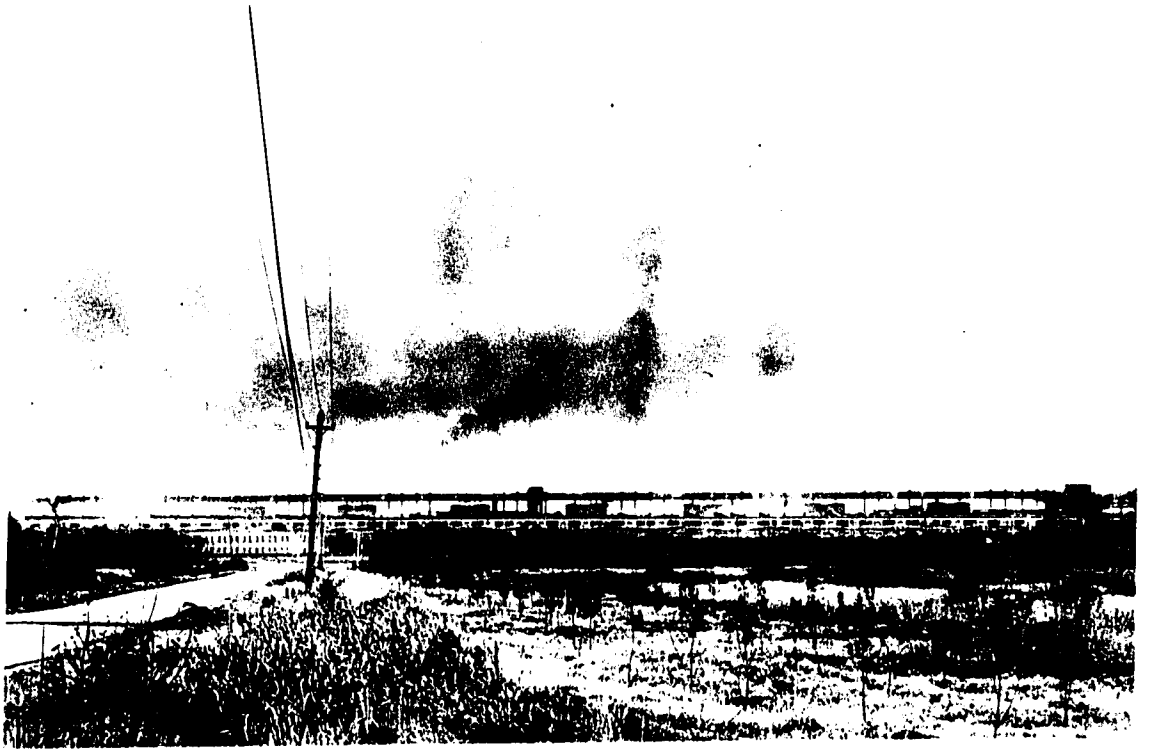


Fig. 11 Usine d'aluminium d'Arvida

populations de 51,000, 30,000, 15,000 et 12,000 respectivement, sont les principales villes de ce territoire.

Pour l'étude des épiphytes et les déterminations des IPA, on sélectionna 42 stations dans toutes les directions autour de l'usine (Fig. 12). On fit le relevé des données sur le terrain durant les années 1969 et 1970 (Tableau 26).

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### I. Le choix des phorophytes

L'abondance des phorophytes à chaque station et leur position non ombragée furent les considérations importantes dans le choix de l'arbre étudié. Puisque le Populus balsamifera, le peuplier baumier, est relativement abondant dans cette région, on décida d'étudier les épiphytes sur cette espèce exclusivement. On était alors assuré que les variations qualitatives et quantitatives de la végétation épiphytique seraient principalement dues aux changements dans les niveaux de pollution et non aux différences des propriétés physico-chimiques des écorces. A chaque station, on a choisi seulement des arbres exposés et placés au bord de la route de sorte que les conditions de l'environnement autres que la pollution, comme la lumière, l'humidité, la température, etc..., demeuraient aussi constantes que possible.

Numéros des stations de la Figure 12

1	(29)	22	(7)
2	(31)	23	(1)
3	(38)	24	(4)
4	(27)	25	(28)
5	(18)	26	(32)
6	(41)	27	(33)
7	(39)	28	(35)
8	(30)	29	(34)
9	(14)	30	(37)
10	(25)	31	(40)
11	(24)	32	(42)
12	(23)	33	(36)
13	(21)	34	(26)
14	(20)	35	(16)
15	(22)	36	(2)
16	(13)	37	(3)
17	(11)	38	(19)
18	(12)	39	(17)
19	(10)	40	(6)
20	(9)	41	(5)
21	(8)	42	(15)

N.B. Entre parenthèses, les numéros correspondant  
au Tableau 26.

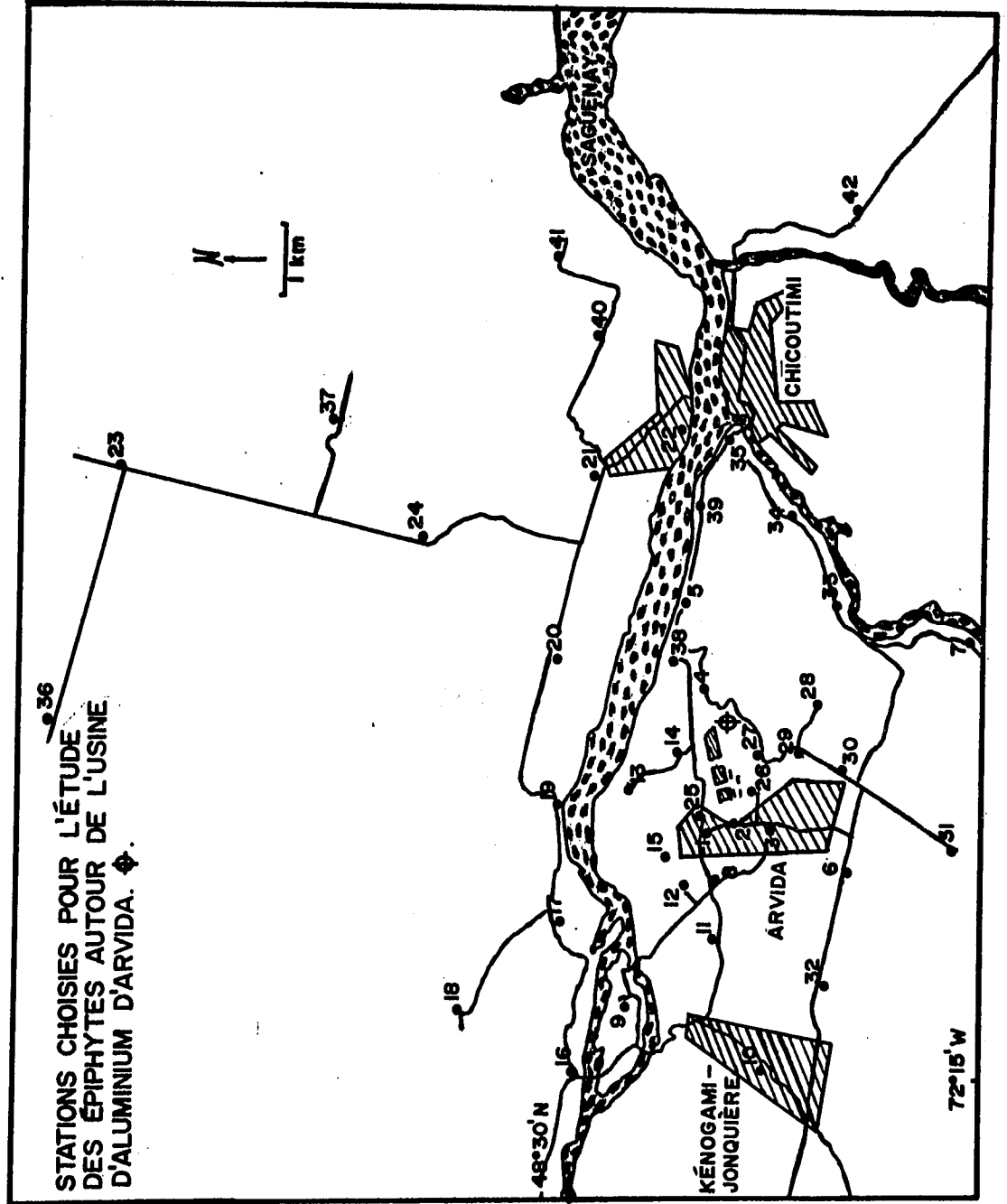


Fig. 12 Stations inventoriées, à Arvida.



## II. La détermination des Indices de Pureté Atmosphérique

On a utilisé de nouveau les données suivantes pour la détermination des IPA:

1. Le nombre total des épiphytes (n) à chaque station. On choisit au hasard dix gros peupliers baumiers et on fit le relevé de toutes les bryophytes et de tous les lichens présents sur leur tronc de la base jusqu'à 2,5 m. On évita soigneusement les épiphytes qui poussaient sur de l'humus ou sur du bois mort.

2. La fréquence-couverture de chaque espèce (f). La fréquence d'une espèce est son pourcentage de présence sur les arbres à une station particulière tandis que la couverture est la surface qu'elle recouvre à cette station. Ces deux paramètres sont exprimés ensemble par l'échelle 1-5 déjà présentée au chapitre précédent.

3. Le facteur de résistance d'une espèce (Q). Il est exprimé par la moyenne du nombre d'épiphytes présents de façon conjointe avec une espèce et à toutes les stations. On obtient ce nombre en divisant le nombre total d'épiphytes présents avec l'espèce aux différentes stations par le nombre total de stations où l'espèce figure.

4. La synthèse des données du facteur de résistance et de la fréquence-couverture. On détermine les valeurs d'IPA en employant la formule suivante:

$$\text{IPA} = \sum \frac{1}{n} (Q \times f)/10.$$
 On divise la somme de  $Q \times f$  par 10 pour réduire les résultats en des chiffres maniables (LeBlanc et DeSloover, 1970). Le Tableau 27 présente

TABLEAU 27  
Relevé des épiphytes de la station 5

Espèces	Q	f	Qxf
<i>Leskea polycarpa</i>	13	1	13
<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	14	2	28
<i>Pylaisiella polyantha</i>	14	2	28
<i>Bacidia chlorococca</i>	14	1	14
<i>Lecanora symmicta</i>	16	1	16
<i>Parmelia septentrionalis</i>	14	1	14
<i>P. sulcata</i>	14	2	28
<i>Physcia adscendens</i>	17	2	34
<i>P. orbicularis</i>	16	1	16
<i>P. stellaris</i>	17	2	34
<i>Rinodina palustris</i>	22	1	22
	$\Sigma (Q \times f)$	=	247

le relevé de la station 5 pour mettre en lumière cette méthode.

### III. La cartographie des zones d'IPA

On distribue les valeurs d'IPA des stations inventoriées sur un profil de carte de la région d'Arvida. Celles qui expriment des moyennes voisines sont groupées ensemble de façon à délimiter des zones différentes. Le nombre des zones et leur dimension dépendent des limites minimum et maximum des valeurs d'IPA qu'on fixe pour tracer ces zones. Il serait donc préférable que ces limites soient plus ou moins en accord avec les observations sur le terrain.

### IV. La teneur de fluor des transplantations des thalles du *Parmelia sulcata*

Pour fins de comparaison, on utilise ici quelques données des transplantations du chapitre IV. On retire des stations 4, 6, 9, 14, 15, 20, 23, 24, 27, 37, 38 et 39 les planchettes exposées depuis 12 mois et sur les nombreux disques, on recueille les thalles du *Parmelia sulcata*. Comme on l'a signalé également au chapitre IV, le Schwarzkopf Microanalytical Laboratory de New-York analysa les concentrations de fluor de chaque échantillon en poids sec par la méthode de Greenhalgh et Riley (1961).

## RÉSULTATS

1. On ne releva aucun épiphyte aux stations 25, 26, 1 et 2 situées à des distances de 1.0 km W, 1.0 km SW, 1.5 km W, et 2.0 km W respectivement de l'usine d'aluminium d'Arvida. Bien qu'on ne trouva que quatre épiphytes, notamment Bacidia chlorococca à la station 4, à 1.0 km E de l'usine, Brachythecium salebrosum à la station 27, à 1.0 km S, Orthotrichum obtusifolium et Physcia dubia à la station 14, à 1.0 km N, d'autres espèces apparaissent de plus en plus nombreuses à des stations de plus en plus éloignées de la source d'émission du fluor (Tableau 28 ).

2. On enregistra au total, 54 épiphytes dont 9 bryophytes et 45 lichens dans la région inventoriée (Tableau 28). Parmi ceux-là, et en deça d'un rayon de 2.5 km de l'usine, on nota des mousses comme Brachythecium reflexum, B. salebrosum, Heterophyllum haldanianum, Leskea polycarpa et Orthotrichum obtusifolium et des lichens tels Bacidia chlorococca, Cladonia (squamules), Lecania cyrtella, Parmelia sulcata et Physcia dubia. La majorité des épiphytes apparaissent entre 6 et 10 km de distance de l'usine d'aluminium, mais quelques-uns comme Frullania eboracensis, Lecanora impudens et Physcia ciliata ne peuvent être trouvés seulement qu'au-delà de 12.0 km de la source de pollution.

3. Parmelia sulcata, présent à 74% des stations, est le plus fréquent des épiphytes. Pylaisiella polyantha,

TABLEAU 28

Nombre d'épiphytes et valeurs d'IPA de toutes les stations  
(T indique les stations où il y a transplantation de lichens; le chiffre indique la station correspondante Fig. 5)

Stations	Distance de l'Alcan	Epiphytes		IPA	Conc. de F (ppm)	Zone
		Bryophytes	Lichens			
25	1.0 km W	0	0	0		
26	1.0 km SW	0	0	0		
1	1.5 km W	0	0	0		
2	2.0 km W	0	0	0		
4(T5)	1.0 km E	0	1	1	900	
27(T4)	1.0 km S	0	1	2	660	I
12	2.5 km NW	2	0	2		
14(T3)	1.0 km N	1	1	3	660	
11	3.5 km W	0	2	3		
28	2.0 km SE	2	0	4		
29	2.0 km S	2	1	4		
8	3.5 km W	0	3	5		
35	6.0 km E	2	2	9		
15(T7)	2.0 km NW	2	3	10	580	II
13	2.0 km N	2	6	12		
38(T6)	2.0 km NE	2	3	13	700	III
39(T9)	4.0 km E	1	9	18	516	
22	6.5 km E	3	7	23		
5	2.5 km E	3	8	24		
34	5.0 km SE	3	6	25		
33	3.5 km SE	4	9	27		
30	2.5 km S	4	9	30		
32	5.0 km SW	4	8	32		IV
10	6.0 km SW	2	12	35		
40	8.5 km E	2	11	37		
20(T10)	4.0 km NE	3	11	39	871	
3	2.0 km SW	4	15	39		
9(T11)	5.0 km NW	4	14	40	800	
16	6.5 km NW	3	12	41		
21	6.0 km NE	4	13	48		
42	11.0 km SE	3	12	54		
18	7.0 km NW	2	16	55		
6(T8)	3.5 km S	3	15	61	674	V
19	3.5 km NW	4	19	61		
24(T13)	8.0 km NE	1	18	63	500	
17	4.5 km NW	2	20	68		
7	6.0 km SE	3	21	74		
31	5.0 km S	4	16	75		
41	10.0 km E	4	17	80		
37(T14)	9.5 km NE	3	18	90	340	
36	12.5 km N	4	16	101		VI
23(T15)	15.0 km NE	5	23	103	134	

Orthotrichum obtusifolium, Bacidia chlorococca, Physcia stellaris, P. orbicularis, P. adscendens et d'autres espèces, inscrites au Tableau 29, font voir dans leur pourcentage de présence un déclin graduel de 66 à 2%.

4. Le facteur de résistance (Q) de plusieurs épiphytes se classe entre 14 et 27 (Tableau 29). Les espèces les plus fréquentes comme Parmelia sulcata, Pylaisiella polyantha, Orthotrichum obtusifolium et Bacidia chlorococca ont une valeur minimum de Q de 14, tandis que les moins fréquentes Frullania eboracensis et Lecanora impudens ont un maximum de 27.

5. La valeur de fréquence-couverture (f) de chaque espèce augmente graduellement aux stations situées à des distances de plus en plus éloignées de l'usine d'aluminium. L'augmentation des valeurs de f de Caloplaca cerina, Orthotrichum obtusifolium et Physcia stellaris est de 5 fois, celle de Candelaria concolor, Parmelia sulcata, Pylaisiella polyantha, Physcia orbicularis, P. grisea, Rinodina halei, R. palustris, et Xanthoria polycarpa est de 4 fois, celle de Bacidia chlorococca, Brachythecium salebrosum, Orthotrichum speciosum elegans, Parmelia subaurifera et Physcia adscendens est de 3 fois (Tableau 29).

6. Les valeurs d'IPA de toutes les stations sont comprises de 0 à 103. Les stations 25, 26, 1 et 2 dépourvues d'épiphytes ont un IPA de zéro. Toutefois, les autres stations présentent des valeurs variées d'IPA qui dépendent de la distance et de la direction de leur

TABLEAU 29

Pourcentage de présence et valeur maximum de Qxf pour chaque épiphyte

Espèce	Présence (% stations)	Valeur de (Qxf) obtenue à chaque zone						
		Q	I	II	III	IV	V	VI
<i>Parmelia sulcata</i>	74	14	14	28	28	42	56	56
<i>Pylaisiella polyantha</i>	66	14		28	28	42	42	56
<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	64	14	14	14	28	42	56	70
<i>Bacidia chlorococca</i>	57	14	28	28	14	14	42	42
<i>Physcia stellaris</i>	54	17		17		51	68	85
<i>P. orbicularis</i>	52	16			16	64	80	64
<i>P. adscendens</i>	50	17				34	85	51
<i>Caloplaca cerina</i>	45	18				54	90	90
<i>Leskea polycarpa</i>	43	13	13	26	13	39	52	
<i>Candelaria concolor</i>	36	18				36	54	72
<i>Lecania cyrtella</i>	36	17	17	17	17	34	34	34
<i>Physcia grisea</i>	33	18				36	54	72
<i>Xanthoria polycarpa</i>	33	19				19	57	76
<i>Buellia punctata</i>	31	15			15	30	30	
<i>Parmelia subaurifera</i>	31	18				18	54	54
<i>Rinodina halei</i>	31	16			16	32	32	48
<i>Candelariella vitellina</i>	30	17				17	34	34
<i>Lecanora symmicta</i>	28	16			16	32	32	32
<i>Lepraria aeruginosa</i>	28	14	14		14	14	28	
<i>Physcia dubia</i>	28	14	14		14	28	14	14
<i>Brachythecium salebrosum</i>	24	15	30			30	45	45
<i>Lecanora hageni</i>	24	20				20	40	40
<i>Ramalina sp.</i>	20	18			18		36	18
<i>Xanthoria fallax</i>	20	18				36	54	
<i>Lecidea glomerulosa</i>	17	21				21	21	21
<i>Parmelia septentrionalis</i>	17	14			14	14	14	
<i>Physcia aipolia</i>	17	20				20	60	20
<i>Orthotrichum speciosum elegans</i>	15	19				38	38	57
<i>Pertusaria sp.</i>	15	18			18	18	18	18
<i>Physcia millegrana</i>	15	14				14	28	
<i>Usnea sp.</i>	15	18				18	36	18
<i>Heterophyllum haldanianum</i>	10	7	7			7	7	
<i>Rinodina palustris</i>	10	22				22		88
<i>Brachythecium reflexum</i>	8	11				11		
<i>Caloplaca aurantiaca</i>	8	19				19		19
<i>C. cf. holocarpa</i>	8	23				23	23	23
<i>Cladonia (squamules)</i>	5	5	5		5			
<i>Hypogymnia physodes</i>	5	17					34	34
<i>Rinodina dakotensis</i>	5	21				21	21	
<i>L. subfusca</i>	5	24					24	24
<i>Physcia ciliata</i>	5	23						46
<i>Rinodina populicola</i>	5	20					20	
<i>Dicranum fuscescens</i>	2	11				11		
<i>Frullania eboracensis</i>	2	27						27
<i>Alectoria nidulifera</i>	2	18					18	
<i>Candelaria fibrosa</i>	2	22					22	
<i>Cetraria pinastri</i>	2	18					18	
<i>Caldonia coniocraea</i>	2	8				8		
<i>Lecanora impudens</i>	2	27						27
<i>L. sambuci</i>	2	23					23	
<i>L. strobilina</i>	2	20					20	
<i>Lecidea euphorea</i>	2	23					23	
<i>Rinodina cf. subminuta</i>	2	22					22	
<i>Xanthoria parietina</i>	2	18					54	

emplacement par rapport à la source d'émission du fluor. On peut remarquer que plus la station est éloignée de l'usine, plus est grande la valeur d'IPA et vice versa (Tableau 28).

7. Les valeurs d'IPA des différentes stations se classent comme suit: de 0-5, 6-10, 11-20, 21-40, 41-80, 81 et au-dessus. Elles sont rapportées sur la carte aux endroits correspondant aux lieux d'investigations (Fig.13). La zone I se situe la plus proche de l'usine d'aluminium, tandis que les zones II, III, IV, V et VI placées les unes après les autres sont de plus en plus loin des cheminées.

8. La teneur en fluor des thalles du Parmelia sulcata exposés depuis 12 mois diminue à mesure qu'augmente la distance de l'usine. La concentration dans les plantes est élevée près de la source d'émission du fluor et vice versa. Les concentrations en fluor (ppm de poids sec) des thalles transplantés à l'est et au nord-est de l'usine s'échelonnent ainsi: 900 ppm à 1.0 km, 871 à 4.0 km, 500 à 8.0 km, 340 à 9.5 km et 134 à 15.0 km de distance (Tableau 28).

#### DISCUSSION ET CONCLUSION

A partir des données des Tableaux 28 et 29, il est manifeste que les paramètres tels que le nombre (n) et la fréquence-couverture (f) des épiphytes sont affectés par la proximité des stations de l'usine d'aluminium. Comme les stations sont distribuées sur une grande super-

ficie autour d'Arvida, les changements phytosociologiques ci-haut mentionnés sont bien soulignés par le gradient des valeurs d'IPA sur le transect rayonnant de la source de pollution. Il est évident toutefois que les variations des valeurs d'IPA de ces stations isoécologiques sont attribuées aux changements du niveau de pollution, per se la concentration de fluor dans la station.

On a des exemples de stations qui ont le même nombre d'épiphytes mais qui diffèrent de manière significative dans leurs valeurs d'IPA. Les stations 31 et 36 ont un total de 20 épiphytes chacun (4 bryophytes et 16 lichens) mais leurs valeurs d'IPA respectives sont de 75 et 101. De telles différences dans leurs valeurs d'IPA ou  $(Q \times f)$  sont toujours dues au changement de  $f$ , qui est essentiellement une expression de la quantité de la pollution dans une station particulière. Cela porte à croire par conséquent que l'IPA est relativement un meilleur indicateur de pollution que simplement le nombre des épiphytes.

Les zones d'IPA, telles que décrites à la Fig. 13, représentent des aires de différents niveaux de pollution au fluor. Bien qu'il ne soit pas possible de prédire les concentrations du polluant dans les différentes zones, on peut cependant visualiser sur la carte la forme générale des effets à long terme de la pollution dans la région. Toutefois, pour avoir une meilleure approximation des limites du polluant qui prédomine dans les différentes zones, on peut considérer la teneur en fluor des thalles du Par-



melia sulcata, transplantés en direction E et NE de l'usine d'aluminium. Les concentrations minimum et maximum de 134 et 900 ppm de fluor (Tableau 28) montrent avec évidence la diminution des niveaux de pollution allant de l'extérieur jusqu'à l'intérieur des zones d'IPA. Ce fait prouve que plus la pollution est élevée, plus la valeur d'IPA est basse et vice versa (Fig. 14).

Les zones d'IPA ou de pollution tracées aux environs d'Arvida sont plus ou moins irrégulières dans leur forme et allongées dans la direction E-W. Normalement comme c'est le cas pour Wawa (Rao et LeBlanc, 1967), pour Sudbury tel que présenté dans le chapitre précédent et pour d'autres régions, la forme de ces zones est modelée plus ou moins par la direction des vents dominants et devient une ellipse ayant l'axe dans la direction NE-SW. Dans le présent cas, la forme particulière des zones est peut-être l'effet d'une pollution secondaire occasionnée par les villes de Chicoutimi à l'est et de Kénogami et Jonquière à l'ouest d'Arvida (Fig. 12).

L'élimination des épiphytes aux stations 25, 26, 1 et 2 et l'inhibition de leur croissance à la plupart des autres stations de la région polluée, peuvent être expliquées par la toxicité du fluor pour ces organismes. On a précédemment au chapitre IV fait mention des nombreux changements physiologiques qui prennent place dans le thalle du lichen spécialement dans l'algue symbiote et qui prouvent que la pollution au fluor affecte la balance

Fig. 14. Les valeurs maxima d'IPA (o——o) correspondant aux distances et les concentrations de F en ppm des transplantations de Parmelia sulcata après 12 mois d'exposition (o- - - -o) dans la région NE d'Arvida.

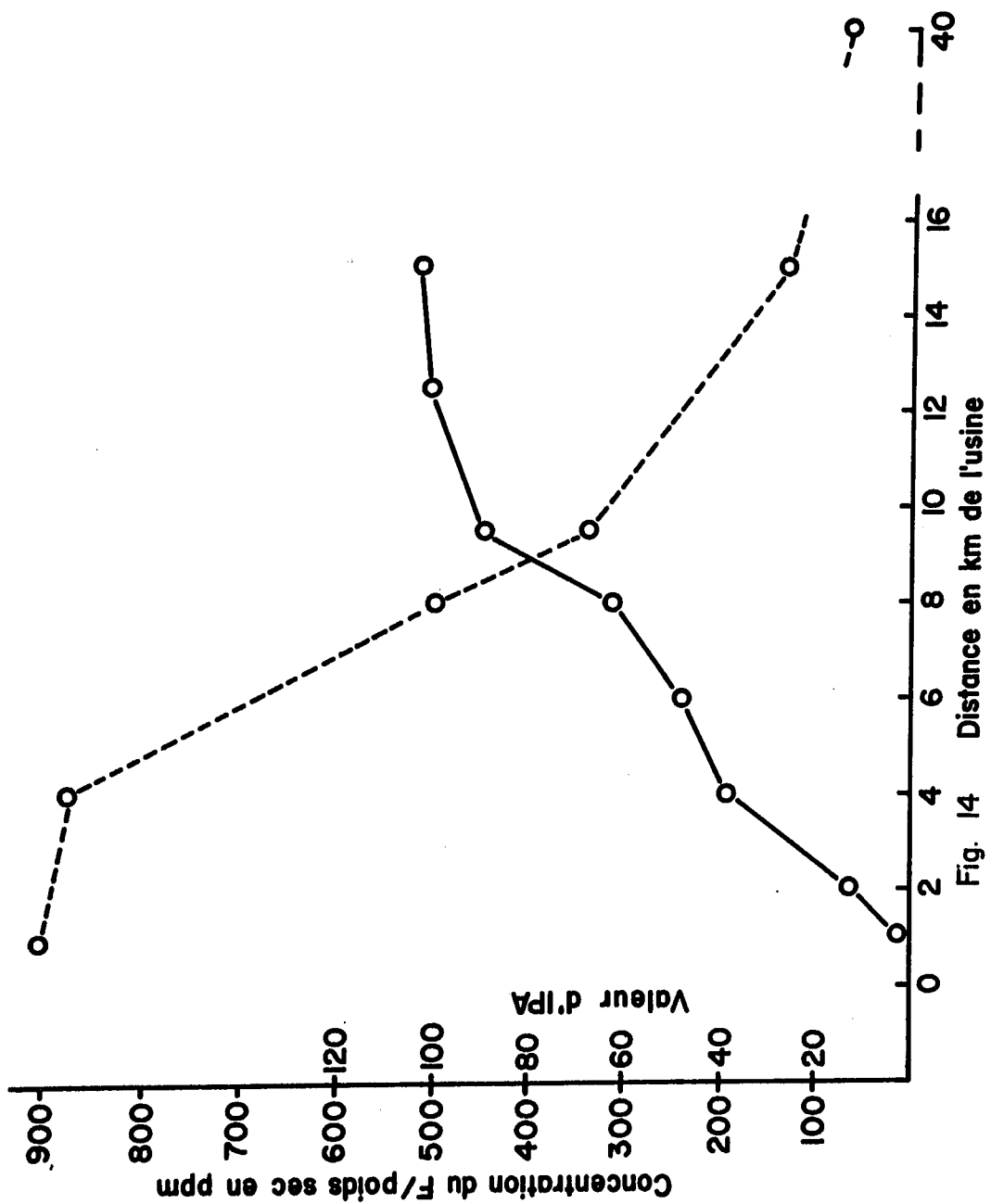


Fig. 14

d'humidité, cause des dommages à la chlorophylle et produit d'autres dégâts qui, en cas extrême, peuvent conduire jusqu'à la mort de ces organismes. Dans son étude sur la sensibilité du lichen au fluorure d'hydrogène, Nash (1971) fournit également l'évidence que l'atmosphère polluée au fluor cause des dommages aux lichens.

On peut donc conclure, encore une fois, que la détermination de l'IPA fournit une méthode biologique efficace pour estimer l'effet à long terme de la pollution de l'air d'une région.

## CHAPITRE VII

## SOMMAIRE ET CONCLUSION GÉNÉRALE

La question de la pollution de l'air occupe à l'heure actuelle une place de prime importance. L'auteur a voulu en étudier un aspect précis: l'influence du fluor, de l'anhydride sulfureux et de l'ozone sur les mousses et les lichens.

Suggérée par la rareté des informations disponibles concernant les effets de l'acide fluorhydrique gazeux sur les mousses et les lichens, la présente recherche avait pour but de déterminer la relation qui existe entre les deux paramètres de la fumigation: concentration et durée. Cette relation fut observée d'abord par les effets nocifs macroscopiques et microscopiques chez le Funaria hygrometrica et l'Hypogymnia physodes puis par le degré d'accumulation du fluor et la capacité de récupération par ces mêmes plantes.

-Les fumigations de courtes durées et de faible concentration (13 ppb/4 ou 8 heures) en général, n'ont produit aucun symptôme apparent, puis les dommages se sont accentués à des concentrations un peu plus élevées et/ou à des durées d'exposition un peu plus longues.

-Même s'il n'apparaissait pas de symptômes extérieurs chez la Funaire et l'Hypogymnie, le fluor a quand même causé des dommages: faible altération dans la forme et

la couleur du chloroplaste après des émanations de 13ppb/4, 8 et 12 heures, désintégration des chloroplastes et plasmolyse des cellules apicales et marginales des feuilles de la Funaria et des cellules d'algue du lichen à des concentrations de 65 et 130 ppb durant 8 et 12 heures.

-L'hypothèse qui a servi à étudier le degré d'accumulation et la capacité de récupération de ces mêmes plantes s'énonce comme suit: "Il n'y a pas de différence significative entre les différents teneurs en fluor chez le Funaria et chez l'Hypogymnia après des durées d'exposition et des concentrations variables de fumigation et après la récupération". On a employé le test F pour mesurer l'effet de la fumigation réalisée avec des durées et des concentrations variables. On a obtenu des différences significatives ( $P < 0.001$ ) pour les comparaisons entre les diverses quantités de fluor accumulées immédiatement après la fumigation et également pour les comparaisons entre celles qui restent dans la plante après trois semaines de récupération.

-Le rapport t fut utilisé pour éprouver la valeur significative des différences entre les teneurs de fluor dans les plantes après la fumigation et celles après la récupération. Les différences de teneurs de fluor du Funaria et de l'Hypogymnia après la fumigation à des durées et des concentrations différentes et après la récupération sont significatives ( $P < 0.001$ ).

L'étude des effets de l'anhydride sulfureux et de l'ozone sur la régénération des feuilles du Funaria permet aussi des constatations intéressantes.

-Le calcul statistique des résultats de cette expérience de la régénération des feuilles du Funaria hygrometrica fut réalisé par le test  $\chi^2$ . Tant au point de vue des concentrations qu'au point de vue des durées d'exposition, les comparaisons entre le nombre de feuilles régénérées et le nombre de feuilles non régénérées, après fumigation à l'ozone et à l'anhydride sulfureux, donnent des résultats statistiquement significatifs ( $P < 0.001$ ) à quelques exceptions près.

-Outre les résultats directement reliés à l'hypothèse émise, il en est d'autres qu'on se doit de signaler. Tout d'abord le pourcentage de régénération était plus élevé chez les feuilles du sommet de la tige que chez celles de la base; puis il était en fonction inverse de la durée de l'exposition et de la concentration en ce qui concerne l'ozone pour les durées de 6 ou 8 heures et de l'anhydride sulfureux pour les durées de 4, 6 et 8 heures; enfin, ce pourcentage de régénération indiquait des effets stimulants de la fumigation à l'O<sub>3</sub> pour de courtes durées.

L'étude morphologique et chimique des transplantations de mousses et de lichens exposées à la pollution au fluor durant 4 mois et 12 mois à des distances variées de l'usine d'aluminium d'Arvida présente les caractères

suivants:

-Le changement de couleur allant du gris normal chez le Parmelia sulcata au jaunâtre et au brunâtre et chez le Pylaisiella polyantha, du vert doré au brun foncé ou brûlé selon la dépendance du temps d'exposition aussi bien que de la distance et de la direction de l'usine.

-Les marges recourbées, le détachement partiel de l'écorce sur laquelle ils reposent, les fissures à la surface supérieure, les substances extracellulaires, le manque de sorédies chez le lichen, tandis que les brûlures apicales et marginales se voient chez la mousse.

-Les degrés variés de plasmolyse plus apparents chez les thalles exposés durant 12 mois que chez ceux qui furent exposés 4 mois tout particulièrement en deçà d'un rayon de 2 km de l'usine, plus apparents également chez les cellules apicales et marginales de la mousse.

-La coloration rouge foncé de toutes les cellules par le test du rouge neutre et l'absence de coloration par le TTC indiquent la mort des cellules d'algue du thalle exposé à la pollution par le fluor.

-La réaction négative à la phase Molisch des extractions à l'éther des lichens et des mousses transplantés à 1 km de l'usine. L'exposition de 4 mois comporte un résultat plus positif que celui fourni par l'exposition de 12 mois.

-L'absence de sommet à 662 nm lors du spectre d'absorption des extraits d'éther du Parmelia sulcata et de

l'Orthotrichum obtusifolium exposés durant 12 mois à 1 km de la source d'émission du fluor. L'exposition de 4 mois présente un sommet peu élevé. Plus la distance est grande des cheminées de l'Alcan plus le sommet est élevé.

-Le défaut de chlorophylle et de xanthophylle chez les plantes exposées en deça de 1 km de rayon de l'émission et la présence du carotène. Le chromatogramme indique que les expositions de 12 mois sont affectées plus sérieusement que celles de 4 mois et que pour la même exposition, la chlorophylle perdue dans les extraits de lichens est plus importante que celle provenant des extraits de mousses.

-La décroissance de la concentration en fluor chez le Parmelia et l'Orthotrichum avec l'augmentation de la distance des cheminées. Toutefois ici, les transplantations exposées 4 mois ne sont pas nécessairement plus basses que celles exposées 12 mois.

Le relevé des épiphytes des 31 stations de Sudbury et la corrélation du patron des zones de pollution construit par la méthode de l'IPA et celui construit par les moyennes de concentrations enregistrées par les 10 automètres Thomas permettent de signaler les faits suivants:

-L'inventaire des épiphytes comprend, au total, 60 espèces dont 43 lichens et 17 bryophytes. Les stations de Sudbury Centre, de Sudbury Nord et de Falconbridge sont complètement dépourvues d'épiphyte mais ceux de Lively, de Wahnapiatae et de Skead sont très pauvres. Les endroits les plus riches sont River Valley, Cameron Lake et Hagar qui possèdent respectivement 27, 28, 29 espèces.

-Les bryophytes épiphytiques vraies de cette région sont Frullania eboracensis, Orthotrichum obtusifolium, Platygyrium repens, Ptilidium pulcherrimum, Pylaisiella polyantha et Leskea polycarpa. Toutes les stations possédaient 3 mousses ou moins sauf Cameron Lake, Whitefish, Loughrin et Warren qui en avaient respectivement 4, 4, 5 et 7 espèces.

-Les abords de l'usine sont "un désert d'épiphytes" A 7 km pourtant, on trouve ces lichens toxitolérants: Bacidia chlorococca, Lepraria aeruginosa, Lecanora saligna et Parmelia sulcata; à 14 km, on note de plus Parmeliopsis ambigua, Hypogymnia physodes, Cetraria pinastri, Evernia mesomorpha, Candelariella vitellina. Les espèces qui sont plus sensibles au SO<sub>2</sub> comme Rinodina papillata, Ramalina fastigiata, Parmelia trabeculata et Cetraria ciliaris se trouvent à des distances de plus en plus éloignées du centre de pollution.

-Le nombre d'épiphytes aussi bien que la fréquence-couverture sont en fonction inverse du degré de pollution. A Sudbury, à partir des données de fréquence-couverture ( $f$ ) et du facteur de résistance ( $Q$ ), on a calculé les indices de pureté atmosphérique (IPA) de chaque station qui furent arrangés en 5 groupes délimitant ainsi les 5 grandes zones de pollution de la région inventoriée.

-Le territoire couvert par les automètres a été subdivisé par Dreisinger (1965) en quatre zones de pollution à l'aide des concentrations moyennes de  $SO_2$  des douze dernières années. Dans la zone I, où la pollution est la plus intense, la concentration est au-dessus de 0.03 ppm; dans la zone II, où la pollution est modérée, on trouve 0.02 à 0.03 ppm; dans la zone III, avec une pollution légère, on compte 0.01 à 0.02 ppm; dans la zone IV, avec une pollution très faible, on a 0.005 - 0.01 ppm.

-Les zones découpées à l'aide des valeurs d'IPA sont comparables grosso modo aux zones de pollution de Dreisinger. Elles représentent une augmentation des valeurs d'IPA et une diminution des concentrations de  $SO_2$  dans les transects rayonnant dans toutes les directions à partir de la source d'émission.

-Le patron de pollution de Sudbury forme une ellipse dont l'axe principal est dirigé SW - NE à cause des vents dominants transportant le gaz pollué dans la direction NE des fonderies. Les cheminées sont situées vers le centre de l'ellipse et non près du terme, comme on peut

souvent l'observer là où il n'y a qu'une seule source de pollution.

Les 42 stations autour de l'usine d'aluminium d'Arvida ont fourni le relevé des épiphytes et les déterminations des IPA de la région d'où l'on peut tirer les observations suivantes:

-Dans le territoire inventorié, on enregistra 54 espèces d'épiphytes: 9 bryophytes, 45 lichens. Aux stations 25, 26, 1 et 2, on ne releva aucun épiphyte mais à 1 km de l'usine, on rencontra Bacidia chlorococca à la station 4, Brachythecium salebrosum à la station 27, Orthotrichum obtusifolium et Physcia dubia à la station 14; ce sont les espèces les plus tolérantes.

-En deça de 2.5 km, on découvrit des mousses comme Brachythecium reflexum, Heterophyllum haldanianum et des lichens tels Lecanora cyrtella, Cladonia (squamules). La majorité des épiphytes apparaissent entre 6 et 10 km de distance de l'usine d'aluminium mais ce n'est qu'au-delà de 12 km qu'on trouva les plus sensibles au fluor: Frullania eboracensis, Lecanora impudens et Physcia ciliata.

-Le facteur de résistance (Q) de plusieurs épiphytes se classe entre 14 et 27. Les espèces les plus fréquentes comme Parmelia sulcata, Pylaisiella polyantha, Orthotrichum obtusifolium et Bacidia chlorococca ont une valeur minimum de Q de 14 tandis que les moins fréquentes Frullania eboracensis et Lecanora impudens ont un maximum de 27.

-La valeur de fréquence-couverture ( $f$ ) de chaque espèce augmente graduellement aux stations situées à des distances de plus en plus éloignées de l'usine d'aluminium.

-Les valeurs d'IPA de toutes les stations sont comprises de 0 à 103 et délimitent 6 zones. Les stations 25, 26, 1 et 2 dépourvues d'épiphyte ont un IPA de zéro. Pour les autres stations, plus la station est éloignée de l'usine, plus est grande la valeur d'IPA et vice versa.

-La teneur en fluor des thalles du Parmelia sulcata exposés 12 mois est en fonction inverse de leur distance de l'usine; par exemple 900 ppm à 1.0 km, 871 à 4.0 km, 500 à 8.0 km, 340 à 9.5 km et 134 à 15.0 km de la source d'émission.

Des enquêtes écologiques du genre de celles qui sont décrites ici ou toute autre analyse basée sur les réactions d'espèces végétales indigènes ou cultivées pourraient constamment servir à mettre en évidence la présence et l'intensité relative de polluants spécifiques. De plus, bien qu'ils soient très coûteux, des analyseurs chimiques fonctionnant en continu devraient couvrir les territoires les plus contaminés de façon à permettre une connaissance précise des fluctuations journalières de la pollution. Cela permettrait également de mieux cerner la relation de cause à effet de quelques-uns des problèmes écologiques traités dans cette thèse.

Les résultats de la présente recherche fournissent déjà de nombreux éléments de réponse. Il reste qu'un facteur surtout restreint l'efficacité de ce travail: l'impossibilité de confronter les résultats écologiques obtenus par cette étude à des données expérimentales provenant des autres disciplines telles la physiologie, la génétique, la cytologie, la pathologie ou la biochimie pour ne citer que les principales.

Dans un avenir prochain et à partir de ce qui déjà constitue le champ de nos connaissances, il faudra donc créer des hypothèses de plus en plus diversifiées pour ouvrir grande la porte sur tout ce qui reste à découvrir dans ce domaine. Par exemple, le processus, associé à la nécrose, du métabolisme anormal des sucres, des acides organiques et des acides aminés est connu mais on ignore encore comment ces changements métaboliques sont reliés aux causes de la nécrose. Ou encore, la connaissance des effets du fluor, de l'anhydride sulfureux et des autres polluants sur l'ultrastructure des chloroplastes et des mitochondries serait extrêmement valable si l'on trouvait la corrélation avec les changements des processus de photosynthèse et de respiration chez les cellules affectées.

Il reste donc encore à suggérer que des études se fassent qui tiennent compte de ce facteur d'échange entre les disciplines et qu'ainsi soit étendue la portée des résultats obtenus grâce à l'apport de ces nouvelles recherches.

## RÉFÉRENCES

- Adams, D.F., Shaw, C.G. and Yerkes, W.D. Jr. 1956. Relationship of Injury indexes and fumigation fluoride levels. *Phytopathology* 46: 587-591.
- Almborn, O. 1952. A key to the sterile corticolous crustaceous lichens occurring in South Sweden. *Bot. Not.* 3: 239-263.
- Banks, R.E. and Goldwhite. 1966. Fluorine Chemistry, pp. 1-52. In F.A. Smith (Ed.). "Handbook of Experimental Pharmacology" Vol. XX/1. Pharmacology of Fluorides, part 1. Springer-Verlag, Berlin.
- Barkman, J.J. 1958. Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes. Van Gorcum & Co., Assen.
- Barkman, J.J. 1969. The influence of air pollution on bryophytes and lichens. *Air Pollution: proceedings of the First European Congress on the influence of Air Pollution on Plants and Animals.* Wageningen, 1968. pp. 197-241.
- Beschel, R. 1958. Flechtenvereine der Städte, Stadtflechten und ihr Wachstum. *Ber. d. Naturwiss. Med. Vereins* 52: 1-158.
- Bopp, M. 1959. Neue Gesichtspunkte zum Problem der Protomadiferenzierung. *Rev. Bryol. et Lich.* 28: 319-325.

- Briner, E., F. Chodat et H. Paillard. 1935. La présence de l'ozone dans l'air et son action sur la croissance des plantes. C.R. Soc. Physique et Hist. Nat. Genève 52: 128-132.
- Brodo, I.M. 1961. Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. Ecology 42: 838-841.
- Brodo, I.M. 1966. Lichen Growth and Cities: A study on Long Island, New York. Bryologist 69: 427-449.
- Chandler, T.J. 1967. Absolute and relative humidity of towns. Bull. Amer. Meteor. Soc. 48: 394.
- Coker, P.D. 1967. The effects of sulphur dioxide pollution on bark epiphytes. Trans. Brit. Bryol. Soc. 5: 341-347.
- Comeau, G. et F. LeBlanc. 1971. Influence de l'ozone et de l'anhydride sulfureux sur la régénération des feuilles de Funaria hygrometrica Hedw. Nat. Can. 98: 347-358.
- Cormis, L. de. 1968. Dégagement d'hydrogène sulfuré par des plantes soumises à une atmosphère contenant de l'anhydride sulfureux. C.R. Acad. Sc. Paris 266: 683-685.
- DeSloover, J. and F. LeBlanc. 1968. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. In Proc. Symp. Recent Advan. Trop. Ecol. Edited by R. Misra and B. Gopal. Varanasi, India. pp. 42-56.

- DeSloover, J. et F. LeBlanc. 1970. Pollutions atmosphériques et fertilité chez les mousses et chez les lichens épiphytiques. Bull. Acad. Soc. Lorraines des Sci. 9: 82-90.
- Dreisinger, B.R. 1965. Sulphur dioxide levels and the effects of the gas on vegetation near Sudbury, Ontario. 58th Annual Meeting Air Pollution Control Association Toronto. Paper 65-121, 21 pp.
- Dreisinger, B.R. 1967. The impact of sulphur dioxide pollution on crops and forests. Pollution and Our Environment. Conference background Paper, Vol. 1, Montreal, Canadian Council of Resource Ministers, Paper A4-2-1, pp. 1-7.
- Dreisinger, B.R. and P.C. McGovern. 1968. Sulphur dioxide levels and resultant injury to vegetation in the Sudbury area during the 1967 season. Mimeographed report, Ontario Department of Mines, Toronto, 32 pp.
- Dreisinger, B.R. and P.C. McGovern. 1970. Monitoring atmospheric sulphur dioxide and correlating its effects on crops and forests in the Sudbury area. In Proc. Impact of air pollution on vegetation conference. Toronto, 32 pp. Mimeographed.
- Dugger, W.M. Jr., J. Koukol and R.L. Palmer. 1966. Physiological and biochemical effects of atmospheric oxidants on plants. J. Air Poll. Control Assoc. 16: 467-471.

- DuRietz, E. 1924. Die Soredien und Isidien der Flechten. Svensk. Bot. Tidskr. 18: 371-396.
- Domrös, M. 1966. Luftverunreinigung und Stadtklima im Rheinisch Westfälischen Industriegebiet und ihre Auswirkung auf den Flechtenbewuchs der Bäume. Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde 23: 5-132.
- Felföldy, L. 1942. A varosi levegő hatása az epiphyton-zuzmovegetacióra Debrecenben. (Über den Einfluss der Stadtluft auf die Flechtenvegetation der Bäume in Debrecen.) Acta Geobot. Hung. 4: 332-349.
- Fenton, A.F. 1960. Lichens as indicators of atmospheric pollution. Irish Nat. Jour. 13: 153-158.
- Gay, L. 1968. Les potentialités de régénération du gamétophyte feuillé du Polytrichum juniperinum Willd. C.R. Acad. Sc. Paris 267, série D: 1507-1510.
- Geitler, L. 1935. Beobachtungen über die erste Teilung im Pollenkorn der Angiospermen. Planta 24: 361-386.
- Gemmel, A.R. 1953. Regeneration from the leaf of Atrichum undulatum (Hedw.) P. Beauv. Trans. Brit. Bryol. Soc. 2: 203-213.
- Gilbert, O.L. 1970. A biological scale for the estimation of sulfur dioxide pollution. New Phytol. 69: 629-634.

- Giles, K.L. and K.E. von Maltzahn. 1967. Interaction of red, far-red, and blue light in cellular regeneration of leaves of Mnium affine. *Bryologist* 70: 312-315.
- Gorham, E. and A.G. Gordon. 1960a. Some effects of smelter pollution northeast of Falconbridge, Ontario. *Can. J. Bot.* 38: 307-312.
- Gorham, E. and A.G. Gordon. 1960b. The influence of smelter fumes upon the chemical composition of lake waters near Sudbury, Ontario and upon the surrounding vegetation. *Can. J. Bot.* 58: 477-487.
- Greenhalgh, R. and J.P. Riley. 1961. The determination of fluoride in natural waters, with particular reference to sea water. *Anal. Chim. Acta* 25: 179-188.
- Hale, M.E. Jr. 1961. *Lichen Handbook*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Hawksworth, D.L. and F. Rose. 1970. Qualitative Scale for estimating Sulphur Dioxide Air Pollution in England and Wales using Epiphytic Lichens. *Nature* 227: 145-148.
- Heald, F. F.D.F. 1898. A study of regeneration as exhibited by mosses. *Bot. Gaz.* 26: 169-210.
- Heck, W.W., J.A. Dunning and H. Johnson. 1967. Design of a simple plant exposure chamber. 60th Annual Meeting of APCA, Cleveland, Ohio, June 12-16.

- Heitz, E. 1925. Das Verhalten von Kern und Chloroplasten bei der Regeneration. Z. Zellforsch Mikroskop. Anat. 2: 69-86.
- Hitchcock, A.E., Weinstein, L.H., McCune, D.C. and J.S. Jacobson. 1964. Effects of Fluorine Compounds on Vegetation with Special Reference to Sweet Corn. J. Air Poll. Control Assoc. 14: 503-508.
- Hitchcock, A.E., Zimmerman, P.W. and R.R. Coe. 1962. Results of Ten year's work (1951-1960) on the effect of fluorides on gladiolus. Contrib. Boyce Thompson Inst. 21: 303-344.
- Jacobson, J.S., L.H. Weinstein, D.C. McCune and A.E. Hitchcock. 1966. The Accumulation of Fluorine by Plants. J. Air Poll. Control Assoc. 16: 412-417.
- Kielback, A.W., and E.W. Crampton. 1967. Progress by the Aluminum Company of Canada, Limited, in Air Pollution Control. Background paper B 18-11 In "Pollution and Our Environment". Vol. II. Queen's Printer, Ottawa.
- Klement, O. 1956. Zur Flechtenflorula des Kölner Domes. Decheniana 109: 87-90.
- Klement, O. 1958. Die Flechtenvegetation der Stadt Hannover. Beitr. Naturk. Niedersachsens 11: 56-60.

- Kofler, L. 1959. Contribution à l'étude biologique des Mousses cultivées in vitro: germination des spores, croissance et développement du protonéma chez Funaria hygrometrica. Rev. Bryol. et Lich. 27: 1-202.
- Kofman, Th. 1933. Action, sur la germination, des tubes lumineux en quartz à haute tension. C.R. Soc. Biol. 62: 895-897.
- Landsberg, H.E. 1962. City air - better or worse. In Symposium: Air over Cities. U.S. Public Health Service, Taft Sanitary Eng. Center, Cincinnati, Ohio, Tech. Rept. A62-5, pp. 1-22.
- LeBlanc, F. et D.N. Rao. 1966. Réaction de quelques lichens et mousses épiphytiques à l'anhydride sulfureux dans la région de Sudbury, Ontario. Bryologist 69: 338-346.
- LeBlanc, F. and J. DeSloover. 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Can. J. Bot. 48: 1485-1496.
- Leone, Ida A., E. Brennan and R.H. Daines. 1956. Atmospheric fluoride: Its uptake and distribution in tomato and corn plants. Plant physiol. 31: 329-333.
- Linzon, S.N. 1958. The influence of smelter fumes on the growth of white pine in the Sudbury Region. Ontario Department Lands and Forests and Ontario Department of Mines, Toronto. 45 pp.

- Linzon, S.N. 1966. Damage to eastern white pine by sulphur dioxide, semimature-tissue needle blight, and ozone. J. Air Poll. Control Assoc. 16: 140-144.
- Linzon, S.N. 1971. Economic effects of sulfur dioxide on forest growth. J. Air Poll. Control Assoc. 21: 81-86.
- MacLean, D.C., Schneider, R.E. and L.H. Weinstein. 1969. Accumulation of fluoride by forage crops. Contrib. Boyce Thompson Inst. 24: 165-166.
- MacNutt, M.M. and K.E. von Maltzahn. 1960. Cellular dedifferentiation and redifferentiation in Splachnum ampullaceum (L.) Hedw. Can. J. Bot. 38: 895-908.
- MacQuarrie I.G. and K.E. von Maltzahn. 1959. Correlations affecting regeneration and reactivation in Splachnum ampullaceum (L.) Hedw. Can J. Bot. 37: 121-134.
- Maltzahn, K.E. von and M.M. MacNutt. 1958. Regeneration in Splachnum ampullaceum (L.) Hedw. Can. J. Bot. 36: 33-38.
- Maltzahn, K.E. von and D. Clark. 1964. Variations in the sequence of karyokinesis and cytokinesis in regenerating moss leaf cells. Can. J. Bot. 42: 831-834.
- McCallum, A.W. 1944. Report on a preliminary examination of the Sudbury smelter area. Mimeographed report, Ontario Department of Mines, Toronto.

- McCune, D.C., Weinstein, L.H., Jacobson, J.S. and A.E. Hitchcock. 1964. Some Effects of Atmospheric Fluoride on Plant Metabolism. *J. Air Poll. Control Assoc.* 14: 465-468.
- McLean, R.C. and W.R. Cook. 1963. *Plant Science Formulae*. Macmillan and Company Limited, London.
- Meyer, S.L. 1942. Physiological studies on mosses IV. Regeneration in Physcomitrium turbinatum. *Bot. Gaz.* 104: 128-132.
- Nash, T.H. 1971. Lichen sensitivity to hydrogen fluoride. *Bull. Torrey Bot. Club.* 98: 103-106.
- Natho, G. 1964a. Die Verbreitung der epixylen Flechten und Algen im Demokratischen Berlin. *Wiss. Z. Humboldt-Univ. Berlin, Math-Nat.* 13: 53-75.
- Natho, G. 1964b. Zur Verbreitung rindenbewohnender Flechten in Kleinstädten - Ostseebad Kühlungsborn. *Wiss. Z. Humboldt-Univ. Berlin, Math-Nat.* 13: 639-643.
- Natho, G. 1964c. Flechtenentwicklung in Städten (ein Überblick) *Drudea* Jg. 4: 33-44.
- Noguchi, A. and T. Mizuno. 1959. Sporelings and regenerants in some mosses. 3. Sporelings in Hedwigia ciliata and Venturiella sinensis. *Kumamoto J. Sci.* 4: 113-117.
- Nylander, W. 1866. Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. France* 13: 364-371.
- Ordin, L. 1965. Effect of air pollutants on cell wall metabolism. *Arch. Environ. Health* 10: 189-194.

- Pyatt, F.B. 1968. The effects of sulfur dioxide on the inhibitory influence of Peltigera canina on the germination and growth of grasses. *Bryologist* 71: 97-101.
- Raay, van A. and F.H.F.G. Spierings. 1969. Discussion in Section 3: The effects of air pollution on plants. In: Air Pollution. Proceedings of the First European Congress on the influence of air pollution on plants and animals, Wageningen. 1968. pp. 179-180.
- Rao, D.N. and F. LeBlanc. 1966. Effects of sulfur dioxide on the lichen algae, with special reference to chlorophyll. *Bryologist* 69: 69-75.
- Rao, D.N. and F. LeBlanc. 1967. Influence of an iron-sintering plant on corticolous epiphytic vegetation in Wawa, Ontario. *Bryologist* 70: 141-157.
- Rowe, J.A. 1959. Forest Regions of Canada. Forestry Branch. Bull. 123. 71 pp.
- Rydzak, J. 1959. Wpyw maych miast na flore porostów. (The influence of small towns on the lichen vegetation Part VII. Discussion and General Conclusions) Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska, sec. C, 13: 275-323.
- Rydzak, J. 1968. Lichens as Indicators of the Ecological Conditions of the Habitat. *Ibid* 23: 131-164.

- Schönbeck, H. 1969. Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. Staub-Reinhalt 29: 14-18.
- Siegel, S.M. 1962. Protection of plants against airborne oxidants: cucumber seedlings at extreme ozone levels. Plant Physiol. 37: 261-266.
- Skye, E. 1968. Lichens and Air Pollution: A study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm region. Acta Phytogeogr. Suecica 52: 1-123.
- Smith, D.C. 1962. The biology of lichen thalli. Biol. Rev. 37: 537-570.
- Smith, J.H.C. and A. Benitez, 1955. Chlorophyll: an analysis in plant materials. pp. 142-196 In "Modern Methods in Plant Analysis", Vol. IV. Springer-Verlag, Berlin.
- Solberg, R.A., D.F. Adams and H.A. Ferchau. 1955. Some effects of hydrogen fluoride on the internal structure of Pinus ponderosa needles. Proc. 3rd Natl. Air Poll. Symp. pp. 164-176. Stanford Research Institute, Los Angeles, California.
- Sorum, C.H. 1960. Introduction to Semimicro Qualitative Analysis. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J.

- Steiner, M. and D. Schulze-Horn. 1955. Über die verbreitung und Expositionabhängigkeit der Rindenepiphyten im Stadtgebiet von Bonn. *Decheniana* 108: 1-16.
- Teichman, T., L. Dubois and J.L. Monkman. 1963. The determination of fluoride by Microdiffusion. Third International Meeting on Forensic Toxicology, April 16-24, 1963, London, England.
- Thomas, M.D. 1958. Air Pollution with Relation to Agronomic Crops: I. General Status of Research on the Effects of Air Pollution on Plants. *Agron. J.* 50: 545-550.
- Thomas, M.D. 1961. Effects of air pollution on plants. In: *Air Pollution*. World Health Organization, Geneva. pp. 233-278.
- Thomas, M.D., R.H. Hendricks, L.C. Bryner and G.R. Hill. 1944. A study of the sulfur metabolism of wheat, barley and corn using radioactive sulfur. *Plant. Physiol.* 19: 227-244.
- Timmermann, D. Jr. 1967. Effects of Hydrogen Fluoride Accumulation on plant cell microstructure and ultrastructure. Ph.D. Thesis, Texas University.
- Todd, G.W. and M.J. Garber. 1958. Some effects of air pollutants on the growth and productivity of plants. *Bot. Gaz.* 120: 75-80.
- Treshow, M. 1956. The effects of fluorine on the anatomy of Chinese apricot leaves. (Abstract) *Phytopathology* 46: 640.

- Ward, M. 1960. Vegetative propagation from intact leaves of Polytrichum commune, Hedw. Phytomorphology 10: 325-329.
- Wedding, R.T. et L.C. Erickson. 1955. Changes in the permeability of plant cells to  $P^{32}O_4$ , and water as a result of exposure to ozonated hexene (smog). Amer. J. Bot. 42: 570-575.
- Weinstein, L.H. 1961. Effects of Atmospheric Fluoride on Metabolic Constituents of Tomato and Bean leaves. Contrib. Boyce Thompson Inst. 21: 215-231.
- Zimmerman, P.W. and A.E. Hitchcock. 1956. Susceptibility of plants to hydrofluoric acid and sulfur dioxide gases. Contrib. Boyce Thompson Inst. 18: 263-279.