

Pollution atmosphérique et végétation épiphytique,
dans la région de la Capitale nationale
du Canada

par

Marthe Bégin-Robitaille

Thèse présentée à l'Université d'Ottawa
pour l'obtention du diplôme de maîtrise en sciences (Biologie)



Candidate

Directeur de thèse

Ottawa, Canada, 1978.

UMI Number: EC56153

INFORMATION TO USERS

The quality of this reproduction is dependent upon the quality of the copy submitted. Broken or indistinct print, colored or poor quality illustrations and photographs, print bleed-through, substandard margins, and improper alignment can adversely affect reproduction.

In the unlikely event that the author did not send a complete manuscript and there are missing pages, these will be noted. Also, if unauthorized copyright material had to be removed, a note will indicate the deletion.

UMI[®]

UMI Microform EC56153
Copyright 2011 by ProQuest LLC
All rights reserved. This microform edition is protected against
unauthorized copying under Title 17, United States Code.

ProQuest LLC
789 East Eisenhower Parkway
P.O. Box 1346
Ann Arbor, MI 48106-1346

L'homme n'est qu'un roseau, le plus faible de la nature, mais c'est un roseau pensant. Il ne faut pas que l'univers entier s'arme pour l'écraser, une vapeur, une goutte d'eau suffit pour le tuer. Mais, quand l'univers l'écraserait, l'homme serait encore plus noble que ce qui le tue, parce qu'il sait qu'il meurt et l'avantage que l'univers a sur lui, l'univers n'en sait rien.

Pascal

A mon mari Gilles et
à la mémoire de mon frère Claude, qui
avait découvert les beautés de la nature.

Remerciements

L'auteur désire remercier sincèrement les personnes suivantes qui ont contribué à ce travail:

Dr Fabius LeBlanc, mon directeur de recherche, pour ses conseils judicieux. J'aimerais également le remercier de m'avoir fait connaître un domaine de recherche aussi intéressant.

Dr Gilles Robitaille, pour ses encouragements, son sens critique et ses multiples conseils.

Dr Bernard Philogène et Dr Jean Vaillancourt, pour leur aide précieuse au cours de cette étude et leur compréhension à mon égard.

Dr Irwin Brodo, conservateur et Monsieur Pac Yau Wong, adjoint du conservateur, section de lichénologie, Musées nationaux (Ottawa), pour l'identification de nombreux lichens.

Monsieur Marian Kuc, bryologue, pour l'identification des mousses, ainsi que le Dr Robert Ireland, conservateur, section de bryologie, Musées nationaux (Ottawa) et Madame Gilda Trucco pour l'identification de quelques spécimens obscurs.

Dr Margaret Fulford, Université de Cincinnati (Ohio), pour l'identification de quelques hépatiques.

Monsieur Roger Lafleur, Direction générale de la lutte contre la pollution atmosphérique, Environnement Canada (Ottawa), pour son aide grandement appréciée et pour les données de pollution atmosphérique.

Dr Robert Reed, Oak Ridge National Laboratory (Tennessee), qui m'a fait bénéficier de ses connaissances écologiques.

L'auteur aimerait remercier tout particulièrement le Conseil national de recherches du Canada. Une bourse d'étude, accordée à l'auteur, pour deux années consécutives, a permis de réaliser ce projet qui, autrement, n'aurait pas été possible. La dernière année de ce travail a été effectuée grâce à une subvention (A-1206) accordée au Dr Fabius LeBlanc, par le Conseil national de recherches du Canada.

Résumé

Ce travail met en évidence l'effet à long terme de l'environnement urbain et plus précisément de la pollution atmosphérique sur la végétation épiphytisque, dans la région de la Capitale nationale du Canada.

Une méthode statistique est utilisée pour définir le degré d'association interspécifique, pour 60 couples épiphyte-chorophyte. Cette recherche permet d'établir l'équivalence des trois substrats retenus pour l'étude de la végétation épiphytisque. Une description détaillée de la végétation cryptogamique des habitats bien illuminés est donnée et la sensibilité différentielle de quelques espèces importantes est soulignée.

L'étude phytocartographique, basée sur l'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.) a permis de déterminer l'influence nocive du milieu urbain sur la végétation lichénique et muscinale. Quatre zones isotoxiques sont obtenues grâce à cette méthode. Le dommage causé aux épiphytes est considérable dans le centre urbain (I.P.A. peu élevés) et s'atténue progressivement avec l'éloignement du foyer de contamination (I.P.A. élevés). Les causes probables de l'appauvrissement de la végétation épiphytisque semblent être l'urbanisation, la circulation routière et les industries. Ces sources de pollution libèrent des quantités appréciables de contaminants atmosphériques.

Enfin, la richesse spécifique, la fréquence zonale des espèces et le recouvrement moyen de 15 épiphytes importants

sont étudiés selon le gradient environnemental formé par les quatre zones isotoxiques. L'augmentation de chacun de ces paramètres phytosociologiques, chez la majorité des espèces, est directement proportionnelle à la distance des centres urbanisés.

Donc, le milieu urbain outaouais a une influence nocive certaine sur le développement des épiphytes, laquelle s'atténue avec l'éloignement du foyer de contamination.

Summary

This thesis documents the long-term noxious effects of the urban environment of the National Capital Region of Canada, in particular of the atmospheric pollution, on the local epiphytic vegetation.

The significance or degree of interspecific association between 60 epiphyte-photophyte pairs was validated using a statistical approach. This analysis showed the equivalence of the three photophyte substrates towards the epiphytes of the geographical area studied. The cryptogamic vegetation appearing on exposed tree boles was detailed as was the differential sensitivity of a few of the important species.

The phyto-cartographic approach based on the index of atmospheric purity (I.A.P.) successfully interpreted the noxious urban effect on the lichen and bryophyte vegetation. Four isotoxic zones were obtained. Damage to the epiphyte vegetation was greatest in the urban centre (low I.A.P.'s) and was less pronounced at greater distances (higher I.A.P.'s). It was postulated that the decline of the epiphytes was due to urbanization, vehicular use and industries. These mobile and stationary sources deposit an appreciable amount of pollutants into the atmosphere.

Finally, species richness, zonal frequency of all species and mean cover values for the 15 most important species were analysed along the environmental gradient defined by the four isotoxic zones. It was shown that these three phytosociological parameters increased, for the majority of

the species, in direct proportion to the distance from the urban centre.

Therefore, the Ottawa-Hull urban area has a definite negative impact on the biological material studied. The noxious effect decreases in more remote areas.

Plan

	<u>Page</u>
Remerciements	i
Résumé	iii
Summary	v
Plan	vii
Liste des figures	xii
Liste des tableaux	xiv
Chapitre I Introduction	
I Problème et but	1
II Revue de la littérature	3
A. Les recherches lichénologiques et bryologiques en milieu pollué	3
1. Historique et paramètres phytosociologiques ..	3
2. Transplantations	5
3. Corrélation entre les épiphytes et l'anhydride sulfureux	7
a) Observations sur le terrain	7
b) Etudes expérimentales	10
4. Fécondité	12
5. Hypothèse de la sécheresse	13
6. Substances toxiques, autres que l'anhydride sulfureux	16
a) Métaux lourds (particulièrement le plomb)..	16
b) Polluants fluorés	17
c) Oxydants	18
d) Poussières	19
7. Sensibilité des épiphytes	20

	Page
B. La cartographie	22
1. Cartes de distribution des espèces	23
2. Zonation des pollutions	25
a) Cartes basées sur les paramètres phytosociologiques non groupés	25
b) Cartes basées sur la synthèse des paramètres (indices)	26
C. Le climat urbain	31
III Description de la région étudiée	34
A. Caractéristiques physiques et biotiques	34
1. Géologie	34
2. Topographie	36
3. Climat	36
a) Précipitations	37
b) Températures	37
c) Vents et inversions	37
4. Végétation	38
B. Caractéristiques urbaines	39
1. Population et urbanisation	39
2. Industries et circulation routière	41
3. Substances polluantes	43
Chapitre II Première partie: Méthode	
I Méthode de cartographie des épiphytes	45
A. Relevés et identification	45
1. Choix des stations	45
2. Choix des phorophytes	46
3. Phytosociologie	48

	Page
4. Identification du matériel biologique	50
B. Méthode de l'indice de pureté atmosphérique	50
1. Analyse des données	50
2. Cartographie	52
<p>Deuxième partie: Spécificité des épiphytes à l'égard des trois essences ligneuses, retenues au cours de cette étude.</p>	
I Introduction	57
II Indice d'association interspécifique de Cole	59
A. Définition de l'indice	59
1. Conditions de base	59
2. Hypothèses et formules mathématiques	59
III Résultats	61
A. Données de base et exemple de calcul	61
B. Valeurs de C , σ et signification statistique de chaque couple épiphyte-phorophyte	64
IV Discussion et conclusions	68
A. Groupes écologiques définis selon l'association, la dissociation ou l'indifférence des épiphytes à l'égard du phorophyte	68
B. Causes hypothétiques des liens inter- spécifiques	71
C. Equivalence des substrats	72
<p>Troisième partie: L'impact urbain sur la végétation épiphytique, étudié grâce à l'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.)</p>	
I Résultats	74

	Page
A. Analyse des paramètres phytosociologiques	74
1. Distribution des stations	74
2. Distribution des phorophytes	74
3. Végétation épiphytique	76
a) Le nombre d'espèces	76
b) La fréquence	76
c) L'indice écologique (ou facteur de résistance)	79
d) Le recouvrement moyen	82
B. Synthèse de la végétation épiphytique	85
1. L'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.) ...	85
2. La cartographie	87
C. Sensibilité différentielle de quelques espèces	90
II Discussion et conclusions	107
A. Description de la végétation épiphytique	107
1. Indices écologiques et toxitolérance	108
2. Comparaison des espèces toxitolérantes pour trois régions canadiennes	109
3. Sensibilité différentielle, observée grâce aux cartes de distribution	117
B. Corrélation entre les zones isotoxiques obtenues et:	119
1. L'urbanisation	119
2. La circulation routière	121
3. Les industries et autres sources de pollution	123
C. Cas spéciaux	125
D. Pollution atmosphérique	127

	Page
1. Principaux contaminants atmosphériques	127
2. Dispersion des contaminants atmosphériques ..	132
Quatrième partie: Etude de la végétation épiphytique, selon les zones isotoxiques obtenues.	
I Résultats	135
A. Richesse spécifique	135
1. Nombre moyen d'espèces par station, pour chaque zone isotoxique	135
2. Nombre moyen d'espèces par station, pour chaque zone isotoxique, en tenant compte des groupes d'épiphytes	136
B. Fréquence zonale de chaque espèce	136
C. Recouvrement moyen par 15 espèces importantes, pour chaque zone isotoxique	138
II Discussion et conclusions	146
A. Richesse spécifique, en fonction des zones isotoxiques	146
B. Fréquence zonale, en fonction des zones isotoxiques	150
C. Recouvrement moyen, en fonction des zones isotoxiques	155
Conclusions générales	158
Bibliographie	162
Appendice	189
Addendum	196

Liste des figures

	Page
Figure 1. Description de la région de la Capitale nationale.	35
Figure 2. Situation des zones urbanisées et industrielles, dans la région de la Capitale nationale.	40
Figure 3. Distribution des stations d'échantillonnage, dans la région de la Capitale nationale.	47
Figure 4. Distribution des différents phorophytes, dans la région de la Capitale nationale. a) Ulmus b) Fraxinus c) Acer	75
Figure 5. Indices de pureté atmosphérique obtenus, pour chacun des sites d'échantillonnage.	86
Figure 6. Zones isotoxiques obtenues, selon les indices de pureté atmosphérique.	88
Figure 7. Distribution de <u>Parmelia sulcata</u> .	92
Figure 8. Distribution de <u>Physcia millegrana</u> .	93
Figure 9. Distribution de <u>Physcia adscendens</u> .	94
Figure 10. Distribution de <u>Candelaria concolor</u> .	95
Figure 11. Distribution de <u>Physconia grisea</u> .	96
Figure 12. Distribution de <u>Xanthoria fallax</u> .	97
Figure 13. Distribution de <u>Leskea polycarpa</u> .	98
Figure 14. Distribution de <u>Bacidia chlorococca</u> .	99
Figure 15. Distribution de <u>Physcia orbicularis</u> .	100
Figure 16. Distribution de <u>Physcia aipolia</u> .	101
Figure 17. Distribution de <u>Platygyrium repens</u> .	102
Figure 18. Distribution de <u>Parmelia caperata</u> .	103
Figure 19. Distribution de <u>Parmelia rudecta</u> .	104
Figure 20. Distribution de <u>Caloplaca holocarpa</u> .	105

Figure 21.	Distribution de <u>Ramalina fastigiata</u> .	106
Figure 22.	Le nombre moyen d'espèces par station, pour chaque zone isotoxique.	147
Figure 23.	Le nombre moyen de lichens foliacés, crustacés et fruticuleux par station, pour chaque zone isotoxique.	148
Figure 24.	Le nombre moyen de mousses et d'hépatiques, pour chaque zone isotoxique.	149
Figure 25.	La fréquence zonale en pourcentage, pour quelques lichens crustacés.	152
Figure 26 a, b.	La fréquence zonale en pourcentage, pour quelques lichens foliacés.	153
Figure 27.	La fréquence zonale en pourcentage, pour le <u>Protococcus viridis</u> et le <u>Leskea polycarpa</u> .	154
Figure 28.	Le recouvrement moyen par quelques lichens crustacés et <u>Leskea polycarpa</u> , pour chaque zone isotoxique.	156
Figure 29 a, b.	Le recouvrement moyen par quelques lichens foliacés et <u>Protococcus viridis</u> , pour chaque zone isotoxique.	157
Figure 30.	Habitats ouverts a) Champ b) Bordure de route c) Parc à végétation dispersée.	190
Figure 31.	L'un des nombreux ormes malades, dans la région de la Capitale nationale.	191
Figure 32.	Station à végétation pauvre, près du centre urbain.	192
Figure 33.	Station à végétation riche, située en bordure du milieu urbain.	193
Figure 34.	Les sources de pollution a) Compagnie internationale de papier (C.I.P.) b) Compagnie de papier Eddy c) Canada Cement (maintenant fermée)	194
Figure 35.	Dispersion des contaminants atmosphériques.	195

<u>Liste des tableaux</u>		Page
Tableau 1.	Régions étudiées par la méthode de la zonation des pollutions. Cartes zonales basées sur les paramètres phytosociologiques non groupés.	27
Tableau 2.	Régions étudiées par la méthode de la zonation des pollutions. Cartes zonales basées sur la synthèse des paramètres phytosociologiques (indice).	30
Tableau 3.	Changements de l'environnement atmosphérique, créés par l'urbanisation et comparés avec les régions rurales (d'après Landsberg 1969).	32
Tableau 4.	Relevé de la végétation épiphytique, où l'impact urbain est élevé. Station no 137. Vanier, bordure de la route. Centre ville. 14/6/1976.	53
Tableau 5.	Relevé de la végétation épiphytique, où l'air est relativement pur. Station no 20. Canton incorporé de Gloucester, chemin Hawthorne, champ. 19/7/1975.	54
Tableau 6.	Le nombre d'apparitions d'une espèce, sur chaque essence ligneuse et le nombre total d'apparitions d'une espèce. Le nombre d'arbres étudiés est indiqué.	62
Tableau 7.	Signification statistique des indices d'association (c). L'écart-type de l'indice (σ), la valeur T du test de Student, la valeur de chi-carré (χ^2) et la signification statistique (signif.) sont donnés pour chaque espèce, selon les phorophytes <u>Ulmus</u> (Ul.), <u>Fraxinus</u> (Fr.) et <u>Acer</u> (Ac.).	65
Tableau 8.	Les valeurs (%) de l'indice d'association interspécifique de Cole et la signification statistique, pour 20 épiphytes observés sur trois essences ligneuses. Les espèces sont rangées selon les types biologiques (T.B.), soit l'algue (A), lichens crustacés (C), foliacés (F), mousses (M).	67

Tableau 9.	Groupes écologiques basés sur l'association significative, la dissociation significative ou l'indifférence des épiphytes à l'égard des phorophytes. Les valeurs significatives des indices d'association (%) sont en italiques.	69
Tableau 10.	Résumé des données phytosociologiques de l'aire d'étude, représentées par les formes biologiques, le nombre de phorophytes où l'espèce apparaît, la fréquence en pourcentage, l'indice écologique et le recouvrement moyen de chaque espèce (algue et lichens) pour chacune des 155 stations.	77
Tableau 11.	Résumé des données phytosociologiques de l'aire d'étude, représentées par les formes biologiques, le nombre de phorophytes où l'espèce apparaît, la fréquence en pourcentage, l'indice écologique et le recouvrement moyen de chaque espèce (bryophytes) pour chacune des 155 stations.	78
Tableau 12.	Les indices écologiques (Q), en ordre croissant, des espèces dont la fréquence est supérieure à 1%.	80
Tableau 13.	Recouvrement total et moyen, en ordre décroissant, pour l'ensemble des stations.	83
Tableau 14.	Zones d'apparition des lichens et de l'algue et les indices écologiques de chaque espèce (valeurs arrondies de Q).	110
Tableau 15.	Zones d'apparition des bryophytes et les indices écologiques de chaque espèce (valeurs arrondies de Q).	113
Tableau 16.	Comparaison des espèces présentes dans les zones isotoxiques centrales, pour trois régions canadiennes, soit Ottawa-Hull (O.-H.), Montréal (M.) et Winnipeg (W.). Les formes biologiques (F.B.) sont indiquées.	116
Tableau 17.	Emissions pour la région de la Capitale nationale. Résultats approximatifs de Environnement Canada (d'après Roger Lafleur, comm. pers.).	129

Tableau 18.	Richesse spécifique	137
	a. nombre moyen d'espèces par station, pour chaque zone isotoxique	
	b. nombre moyen d'espèces par station, selon les groupes d'épiphytes, pour chaque zone.	
Tableau 19.	Fréquence zonale en pourcentage, pour chaque espèce et le nombre de stations par zone.	139
	a. Lichens crustacés.	
	b. Lichens foliacés et fruticuleux, hépatiques et algues.	
	c. Mousses.	
Tableau 20.	Recouvrement moyen par 15 espèces importantes, pour chaque zone isotoxique.	145

Chapitre I

Introduction

I Problème et but

La pollution atmosphérique en milieu urbain est maintenant un fait acquis. L'atmosphère de la majorité des grandes villes comprend un nuage de substances toxiques plus nettement évident lors d'une inversion de température. Ce dôme de pollution dans lequel nous vivons renferme une multitude de polluants dont seulement quelques uns ont fait l'état de recherches. On ne peut définir avec certitude les éléments constituant le dôme de pollution ou l'effet synergétique de ces substances. L'étude de leur toxicité pour l'homme est à l'état embryonnaire. De plus, l'effet à long terme des polluants atmosphériques pose un problème sérieux. Les recherches expérimentales sont souvent réduites à une analyse des effets à court terme des produits toxiques. L'échantillonnage des polluants en milieu urbain ne fait que définir le taux d'un ou de quelques contaminants pour une période définie sans égard à leur influence nocive sur le matériel biologique.

Par contre, les bioindicateurs de pollution, tels les épiphytes, permettent d'étudier l'effet à long terme de toutes les substances toxiques d'un milieu déterminé, sur les producteurs primaires. La sensibilité intrinsèque de ces plantes inférieures face aux phytotoxiques urbains permet d'établir l'ampleur de la pollution atmosphérique. Il en résulte le déclin progressif de la végétation épiphytique

vers les secteurs de pollution maximale.

La région d'Ottawa-Hull est la quatrième région métropolitaine d'importance au Canada. Aucune recherche concernant les bioindicateurs observés sur des substrats isolés, n'y avait été effectuée jusqu'à présent. Steephenson (1974) a étudié l'influence du milieu urbain sur les épiphytes présents en habitat boisé, dans la région outaouaise. Le noyau urbain proprement dit n'a pas été considéré, dans cette étude. La population humaine, l'urbanisation et la circulation routière connaissent une augmentation rapide dans la Capitale nationale du Canada. Cette tendance nous permet de croire que la population atteindra, à la fin du siècle, un million d'habitants sur l'ensemble du territoire. La pollution atmosphérique augmentera à un rythme alarmant si des contrôles efficaces ne sont pas établis.

L'étude de la végétation épiphytique du milieu urbain outaouais a donc été effectuée afin de déterminer:

1. L'impact ou l'influence qu'a l'environnement urbain, (ou l'urbanisation, l'industrialisation et la circulation routière), sur la végétation épiphytique.

2. Le degré d'influence de l'environnement urbain, sur les épiphytes, en fonction de leur éloignement du centre de contamination.

II Revue de la littérature

A. Les recherches lichénologiques et bryologiques en milieu pollué.

1. Historique et paramètres phytosociologiques.

C'est à Grindon (1859), cité par Nash III (1976a), que l'on attribue d'avoir observé le premier la diminution des lichens de la région contaminée de Manchester (Angleterre). Peu de temps après, Nylander (1866) rapporte le même phénomène dans les Jardins du Luxembourg, à Paris (France). Il souligne que "les lichens donnent, à leur manière, la mesure de la salubrité de l'air, et constituent une sorte d'hygiomètre très sensible". Arnold (1891-1901), cité par Barkman (1958), remarque que les lichens provenant des régions rurales de Munich (Allemagne) et transplantés dans la ville ne tolèrent pas l'atmosphère polluée.

Sernander (1926), cité par Hawksworth (1973), fut le premier lichénologue à établir le principe de la zonation des lichens en milieu urbain. Le centre névralgique d'une ville, où sont généralement concentrés les secteurs d'activités industrielles et commerciales intenses, se caractérise par une absence presque totale de lichens. Les troncs des phorophytes¹ sont souvent dépourvus d'épiphytes² ou portent seulement quelques espèces dites toxitolérantes. Une zone de transition fait suite au "désert lichénique". Les troncs

1. Phorophyte: la plante-hôte (Ochsner 1928, cité par Barkman 1958).

2. Epiphyte: un organisme vivant sur une plante, sans extraire les substances nutritives ou l'eau des tissus vivants de l'hôte (Barkman 1958).

sont partiellement colonisés par les épiphytes mais la végétation y est peu diversifiée et peu abondante. On y retrouve les espèces tolérant une atmosphère encore viciée. La troisième zone reflète une végétation épiphytique riche et abondante, à la périphérie du milieu pollué.

Il est à noter que les termes "désert lichénique" portent à confusion. Selon la région étudiée, le "désert" peut comprendre seulement une algue tolérante ou inclure quelques lichens crustacés et/ou foliacés tolérants, selon le cas. De plus, une zone située en bordure du milieu urbain sera qualifiée de "normale" selon la richesse et l'abondance de la végétation épiphytique inhérente au territoire étudié. Ces termes doivent donc être utilisés avec prudence. Grâce à Sernander (1926), cité par Hawksworth (1973), la méthode de cartographie des lichens et des bryophytes devient un outil important pour l'étude d'un environnement contaminé.

Les paramètres de la végétation épiphytique, soit le nombre d'espèces, la fréquence et le recouvrement des espèces sur le territoire permet également d'observer l'étendue de la pollution atmosphérique, sans l'aide de documents cartographiques. Jones (1952) remarque la diminution du nombre d'épiphytes lorsque l'on s'approche du centre de Birmingham, ville industrielle d'Angleterre. Une analyse des résultats de Haugsjå (1930), cité par Felföldy (1942), et effectuée par Jones (1952), montre le même fait. Il remarque la tolérance des lichens crustacés à l'égard des fumées industrielles. Par contre, les lichens foliacés et fruticuleux apparaissent dans les régions où les fumées sont plus diluées. Daly (1970)

établit une corrélation entre la diminution du nombre d'espèces dans la ville de Christchurch (Nouvelle-Zélande) et l'augmentation de la concentration d'anhydride sulfureux (SO_2) vers le centre urbain. Selon Pyatt (1970), il y a augmentation du nombre de lichens lorsque l'on s'éloigne d'un milieu pollué.

Le recouvrement par chaque espèce, exprimé en pourcentage, donne également une indication du degré de pollution atmosphérique. Il y a diminution du recouvrement lorsque l'on s'approche d'une source de pollution (Jones 1952). Daly (1970) démontre la diminution du recouvrement (%) par plusieurs espèces, sur différents substrats, vers le centre de Christchurch. Fenton (1960) montre que l'augmentation du recouvrement (%) par les types biologiques de lichens est directement proportionnelle à la distance du centre de Belfast (Irlande).

Enfin, la fréquence de chaque espèce, basée sur le nombre d'arbres par station (Brodo 1966) ou sur le nombre de stations dans une zone isotoxique (LeBlanc et De Sloover 1972), donne une indication du degré de pollution atmosphérique. Il y a diminution de la fréquence (%) des épiphytes vers le centre pollué de Brooklin, Long Island et vers le centre de Montréal, Québec.

2. Transplantations.

Cette méthode consiste à prélever les épiphytes avec l'écorce sous-jacente, d'une région non polluée et à les transplanter dans une région écologiquement semblable où la

pollution atmosphérique est le seul facteur nocif.

L'observation périodique des épiphytes transplantés permet d'étudier les dommages progressifs causés durant la phase d'exposition à l'environnement pollué. Cette méthode originale permet l'exposition des cryptogames dans des régions extrêmement polluées où aucun épiphyte ne subsiste.

Arnold (1891-1901), cité par Barkman (1958), observe ainsi la détérioration de quelques lichens transplantés dans la ville de Munich. Cependant, cette méthode est établie de façon plus précise par Brodo (1961a), grâce à une technique efficace de prélèvement des épiphytes avec leur substrat, qu'il applique à la région de Long Island (Brodo 1966). Les lichens et les mousses transplantés à Sudbury (Ontario), ville fortement polluée par l'anhydride sulfureux (SO_2) ont subi des dommages considérables en moins d'un an (LeBlanc et Rao 1966). De plus, la tolérance des épiphytes à l'égard du SO_2 varie selon les espèces transplantées. La méthode originale, légèrement modifiée par Schönbeck (1969), permet de transplanter des épiphytes dans les régions polluées où les phorophytes sont rares, en utilisant des supports de bois, distribués autour de la source de pollution. Il est ainsi possible d'exposer les bioindicateurs à différentes distances de la source de pollution et d'observer leur détérioration selon le gradient de pollution.

Gilbert (1968, 1969), Daly (1970), Hawksworth (1971a), LeBlanc et Rao (1973a), O'Hare (1974), Ikonen et Kärenlampi

(1976), LeBlanc, Robitaille et Rao (1976) et Sjøchting et Johnsen (1978), ont également démontré l'effet nocif de l'anhydride sulfureux et des polluants sulfurés sur les lichens et les mousses, grâce à la méthode de transplantation. Les dommages causés par les polluants fluorés ont été démontrés par LeBlanc, Comeau et Rao (1971), Nash III (1971), LeBlanc, Rao et Comeau (1972a) et Horntveldt (1975, 1976), à l'aide de cette technique. Cette méthode a permis, en maintes occasions, de confirmer l'influence négative des gaz toxiques sur la végétation épiphytique.

Les dommages causés aux épiphytes, transplantés en milieu pollué par le SO_2 correspondent à ceux observés en laboratoire, lors de fumigations au SO_2 . Les changements morphologiques et cytologiques suivants apparaissent chez les lichens exposés à l'anhydride sulfureux: apparition sur le thalle d'une substance cireuse non identifiée et augmentation de la biomasse, séparation des lobes du thalle de leur substrat, décoloration progressive du thalle, plasmolyse des cellules algales, formation de taches brunes sur les chloroplastes et désintégration de la chlorophylle (Rao et LeBlanc 1966; LeBlanc et Rao 1973a; LeBlanc, Robitaille et Rao 1976).

3. Corrélation entre les épiphytes et l'anhydride sulfureux.

a) Observations sur le terrain.

La diminution des lichens et des bryophytes en milieu contaminé est attribuée, dans de nombreuses études, à l'anhydride sulfureux (Hawksworth 1971b; LeBlanc et Rao 1974).

Cette substance toxique provient de la combustion des produits naturels de chauffage ou des opérations industrielles utilisant des composés sulfurés. Elle est libérée principalement par les habitations, les centrales électriques et les industries. Elle constitue, en général, le principal polluant d'une agglomération urbaine.

La première évidence d'une corrélation entre le SO_2 et les lichens fut établie par Mrose (1941), selon Hawksworth (1973). L'absence du lichen Usnea sp. des forêts humides, près de Jena (Allemagne), correspond à la forte concentration des sulfates contenus dans la neige et la givre. Skye (1958) démontre une corrélation entre la distribution de plusieurs lichens et le contenu en soufre des feuilles de quelques phorophytes. Il établit également un lien entre la diminution de la concentration de SO_2 et l'apparition des lichens près d'un milieu pollué (Skye 1964). Les premiers lichens foliacés apparaissent lorsque la concentration de SO_2 est inférieure à 0.015 ppm, lorsque l'on s'éloigne de Belfast (Fenton 1964). Tallis (1964) suggère un taux critique de 0.05 et 0.08 ppm de SO_2 , pour quelques lichens foliacés. Selon ces études, à des concentrations plus élevées, aucun lichen ne peut survivre. Gilbert (1965) observe que le contenu en soufre de Parmelia saxatilis diminue lorsque l'on s'éloigne du centre de pollution. Laundon (1967) établit une corrélation entre la distribution des lichens à Londres et le taux moyen annuel de SO_2 . Le nombre de lichens et de bryophytes est inversement proportionnel à la concentration du SO_2

ambiant (Daly 1970) et des sulfates du sol (Rao et LeBlanc 1967). Les études de transplantation des épiphytes viennent s'ajouter à ces nombreuses recherches pour confirmer l'influence négative du SO_2 sur les épiphytes.

De plus, une corrélation significative existe entre la zonation des lichens et des bryophytes en milieu pollué et la concentration de SO_2 échantillonnée (Taoda 1972; Morgan-Huws et Haynes 1973; Ranta 1974; Turunen, Ikonen et Ora 1976). On retrouve également une corrélation entre les limites internes de distribution de quelques lichens et le taux approximatif de SO_2 (Johnsen et Sjøchting 1973, 1976) et entre le contenu en soufre du thalle et le degré des dommages causés aux lichens (O'Hare 1974; Olkkonen et Takala 1976).

La zonation des pollutions, basée sur les indices de poléotolérance (Trass 1973), d'abondance lichénique (Moore 1974a, 1976) et de pureté atmosphérique (LeBlanc, Robitaille et Rao 1974) montre une corrélation évidente avec la concentration approximative de SO_2 , dans les régions de l'Estonie (E.S.S.R.), de Dublin (Irlande) et de Murdochville (Québec).

Il est possible d'évaluer le taux approximatif de SO_2 d'un endroit donné, grâce à la sensibilité différentielle des lichens et des bryophytes. Il suffit de classer les espèces selon leur tolérance ou leur sensibilité face à la pollution atmosphérique. Gilbert (1970a) propose une échelle biologique de six groupes en observant la distribution des lichens et des bryophytes dans une région où les taux de SO_2 sont connus. A chaque groupe est attribuée une concentration

annuelle moyenne de SO₂. Cette échelle, utilisée sur des territoires écologiquement semblables, permet de déterminer la concentration de SO₂, en observant la végétation lichénique et bryologique. Une échelle analogue, basée sur dix groupes, est proposée par Hawksworth et Rose (1970) pour l'Angleterre et le pays de Galles. LeBlanc et Rao (1975) ont également établi des groupes d'épiphytes en relation avec l'anhydride sulfureux, d'après les données obtenues à Sudbury (LeBlanc, Rao et Comeau 1972b) et celles obtenues à Tokyo par Taoda (1972).

b) Etudes expérimentales.

La première étude expérimentale de l'effet nocif de l'anhydride sulfureux sur les lichens fut établie par Pearson et Skye (1965). La fumigation de Parmelia sulcata révèle des anomalies morphologiques et photosynthétiques, alors que les thalles soumis à une dessiccation prolongée ne montrent aucun dommage. Il est suggéré que les polluants atmosphériques affectent les lichens par l'intermédiaire de la destruction de la chlorophylle. Cette hypothèse fut vérifiée par Rao et LeBlanc (1966), lors de l'exposition de quelques lichens foliacés à une concentration de 5 ppm de SO₂ pour 24 heures, à différents degrés d'humidité.

Ces fumigations produisent une décoloration de la chlorophylle, une plasmolyse permanente, la formation de taches brunes dans les chloroplastes des cellules algales et finalement la dégradation de la chlorophylle sous forme de phaeophytine. Ces symptômes s'intensifient avec l'humidité. Coker (1967) et Syratt et Wanstall (1969) établissent les mêmes

conclusions à l'égard des bryophytes. Taoda (1973) remarque une croissance ralentie et une faible tolérance chez les bryophytes fumigés au SO_2 , lorsque l'humidité est élevée. Par contre, Puckett et al. (1974) et Ikonen et Kärenlampi (1976) remarquent une réduction de la photosynthèse mais sans destruction de la chlorophylle.

Richardson et Puckett (1973) suggèrent que la séquence des dommages causés aux lichens par le SO_2 comporte trois étapes distinctes: inhibition temporaire de la photosynthèse, réduction permanente de la photosynthèse sans dégradation de la chlorophylle et réduction permanente de la photosynthèse avec dégradation de la chlorophylle. Contrairement à la photosynthèse, la respiration chez les lichens, lors des fumigations au SO_2 , est accrue pour une courte période et est inhibée par la suite (Baddeley, Ferry et Finegan 1971, 1972, 1973).

La résistance au SO_2 varie selon l'espèce. Cette réalité a été observée à maintes reprises, lors des études environnementales (Gilbert 1970b, Hawksworth et Rose 1970). Des études expérimentales viennent confirmer la sensibilité différentielle des lichens (Showman 1972; Nash III 1973; Türk, Wirth et Lange 1974; O'Hare et Williams (1975); Wirth et Türk 1975; Puckett et al. 1977) et celle des bryophytes (Dässler et Ranft 1969; Börtitz et Ranft 1972; Taoda 1973; Nash III et Nash 1974; Türk et Wirth 1975a). Cette sensibilité des lichens et des bryophytes est accrue dans un environnement acide (Hill 1971, 1974; Puckett et al. 1973;

Türk et Wirth 1975b). De fait, un pH bas tend à augmenter la proportion des dérivés (ions bisulphite H_2SO_3^- et acide sulfureux H_2SO_3) hautement toxiques de l'anhydride sulfureux et par le fait même, à accroître les dommages causés aux cryptogames. Ces études expérimentales sont confirmées par des observations dans la région de Murdochville. Une pluie acide, résultant des émissions de SO_2 , accroît la sensibilité des épiphytes en augmentant les dérivés sulfureux toxiques qui se trouvent dans le thalle et autour de lui (Robitaille, LeBlanc et Rao 1977). En dernier lieu, des études expérimentales récentes soulignent l'effet nocif du SO_2 sur l'intégrité de la membrane du thalle d'un lichen (Phillips et Puckett 1976; Puckett et al. 1977; Tomassini et al. 1977).

4. Fécondité.

La fécondité des lichens et des bryophytes semble inhibée par les contaminants atmosphériques. Vers le centre d'une ville ou près d'une source de pollution isolée, on remarque soit une réduction du nombre d'apothécies, soit une stérilité complète du lichen (Zurzycki 1949; Fenton 1960; Gilbert 1968, 1970a; LeBlanc et De Sloover 1970; Pyatt 1970; Sahrakorpi 1973; Stringer et Stringer 1974). Des études expérimentales ont démontré l'inhibition de la germination des spores de quelques lichens par les particules de poussière des usines de carbure de calcium et de ferro-alliages (Köfler, Jacquard et Martin 1967). Le potentiel de multiplication des cellules algales des sorédies est également réduit par l'anhydride sulfureux (Margot et De Sloover 1973, 1974), ce dernier étant

d'autant plus toxique à une humidité élevée (Margot 1973). Donc, la disparition graduelle des lichens et des bryophytes d'un milieu pollué serait, en partie, le résultat de leur incapacité à se reproduire de façon sexuée. Le taux de fécondation est en fonction de la sensibilité spécifique à l'égard des pollutions. Par exemple, les espèces tolérantes, tel le Physcia millegrana, gardent leurs apothécies en milieu pollué (De Sloover et LeBlanc 1970).

Une étude de Nash III et Nash (1974) souligne que le protonéma des mousses est plus sensible au SO₂ que le gamétophyte ayant un développement supérieur. Les protonéma de Polytrichum ohioense sont affectés par des concentrations de SO₂ aussi faibles que 0.2 ppm, alors que les gamétophytes, ayant atteint leur plein développement, tolèrent des concentrations de 2.0 à 4.0 ppm. Ces résultats portent à croire que l'appauvrissement des mousses, près d'une source de pollution de SO₂, serait dû, en partie, à l'inhibition du stade protonémal. L'effet direct de ce polluant sur les gamétophytes à maturité serait de moindre importance. De plus, la reproduction sexuée et asexuée nécessite, chez les bryophytes, le stade protonémal. Cependant, les recherches en ce domaine sont peu nombreuses et toute généralisation serait dangereuse.

5. Hypothèse de la sécheresse.

Rydzak (1954-1968), cité par Hawksworth (1973), Steiner et Schulze-Horn (1955), cité par Hawksworth (1973), Klement

(1956, 1958), Beschel (1958), cité par Hawksworth (1973), et Natho (1964a, b (cité par LeBlanc et Rao 1973b), c) considèrent la sécheresse du micro-environnement urbain comme étant la cause majeure du déclin des lichens en milieu urbain. Le fervent défenseur de cette hypothèse, Rydzak, se base sur l'étude de plusieurs petites villes de Pologne où la pollution atmosphérique est presque inexistante. Cependant, il ne présente aucune preuve de l'absence d'anhydride sulfureux dans ces villes. Il attribue la diminution de la végétation lichénique, au centre de ces agglomérations, à l'humidité réduite du milieu urbain. Il propose l'hypothèse de la sécheresse pour expliquer l'appauvrissement de la flore lichénique de Lublin, durant une période de 18 ans (Rydzak 1968). Cependant, la combustion de charbon, source importante de SO_2 et le nombre de véhicules moteurs ont triplé à Lublin, durant cette même période (Rydzak 1968). Il souligne également l'absence d'études expérimentales pour confirmer la théorie des gaz toxiques qui doit être qualifiée, selon lui, d'exemple d'illusion scientifique collective (Rydzak 1959). Il admet cependant l'influence négative de l'effet combiné de la pollution et de la sécheresse sur les lichens, dans une région fortement polluée par le SO_2 ou autres polluants toxiques (Rydzak 1959). Depuis ce temps, de nombreuses études expérimentales ont confirmé l'effet nocif du SO_2 sur les lichens et les bryophytes (voir page 10).

Quelques chercheurs attribuent l'élimination de la végétation lichénique à l'effet combiné de la pollution atmosphé-

rique et du micro-environnement urbain (Felföldy 1942; Barkman 1958; Brodo 1966; Domrös 1966). Même si l'hypothèse de la sécheresse s'applique en milieu urbain, l'influence nocive des gaz toxiques ne doit pas être négligée, selon Barkman (1958) et Brodo (1966). Barkman (1969) admet, par la suite, que la pollution atmosphérique est la cause principale de l'appauvrissement des épiphytes. Au cours de ses études en Allemagne, Brodo (1971) obtient une corrélation satisfaisante entre le taux de mortalité des lichens et la pollution atmosphérique. Par contre, aucune corrélation évidente n'est décelée entre le taux de mortalité et la sécheresse du milieu.

Puisque, selon quelques auteurs, l'aridité d'un milieu artificiel est la cause principale du décroissement des lichens, alors une région humide (ou non soumise à des conditions de sécheresse excessive) devrait porter une végétation lichénique abondante. Des études à proximité d'une source de pollution isolée, où la sécheresse n'intervient pas, ont démontré le contraire. Les lichens et les bryophytes, dans un micro-environnement humide, se comportent tout comme en milieu urbain; il y a appauvrissement près de la source de contamination (Skye 1958; Rao et LeBlanc 1967; Nash III 1972; Morgan-Huws et Haynes 1973; LeBlanc, Robitaille et Rao 1974). A la lumière de ces recherches environnementales et expérimentales, il serait maintenant malaisé de nier l'influence nocive des gaz toxiques sur la végétation lichénique et bryologique.

6. Substances toxiques, autres que l'anhydride sulfureux.

a) Métaux lourds (particulièrement le plomb).

Les lichens et les bryophytes peuvent accumuler de grandes quantités de métaux lourds, contenus dans leurs substrats (Lounamaa 1965; Shacklette 1965; Nagamo 1972). Ils accumulent également les métaux lourds provenant des sources de contamination et dissous dans la pluie ou sous forme de poussières. Ils peuvent être qualifiés d'indicateurs biologiques de cette forme de pollution (Rühling et Tyler 1971; Nieboer et al. 1972; Seaward 1973; Little et Martin 1974; Rao, Robitaille et LeBlanc 1977). Les régions contaminées par les métaux lourds ou par l'anhydride sulfureux ont une distribution lichénique similaire. L'abondance et la diversité des espèces augmentent avec la distance de la source de pollution (Nash III 1972, 1975; Tomassini et al. 1976; Robitaille 1977).

La discussion suivante se limitera à l'étude du plomb. Les véhicules moteurs libèrent de grandes quantités de plomb. Les sols, en milieu urbain, en contiennent de fortes concentrations près des artères primaires. Une corrélation entre la diminution des lichens et le trafic automobile est souvent observée, lors des études environnementales en milieu urbain (Barkman 1958; Domrös 1966; Stringer et Stringer 1974; Turunen, Ikonen et Ora 1976). La teneur en plomb augmente avec le volume de circulation routière et diminue lorsque l'on s'éloigne des artères primaires (Motto et al. 1970;

Takala et Olkkonen 1976). Rühling et Tyler (1968) ont observé une accumulation excessive de ce métal par les mousses, près des routes à circulation dense.

Cependant, les études expérimentales de la toxicité des métaux lourds sont peu nombreuses. Il y a retard ou inhibition totale, selon le cas, de la germination des spores des lichens en présence de plomb, selon Köfler, Villiot et Fontagnes (1972), cité par Margot et Romain (1976). Chez les bryophytes, Bates (rapport non publié), cité par Margot et Romain (1976), établit qu'il y a diminution de la respiration et de la photosynthèse pour des concentrations de 100 à 1,000 ppm de plomb.

b) Polluants fluorés.

Les polluants fluorés proviennent principalement des émanations d'usines d'aluminium. La première observation de la diminution des lichens, près d'une usine d'aluminium de la vallée de la Romanche (France), a été faite par Martin et Jacquard (1968). Gilbert (1971) remarque un désert d'épiphytes près des hauts fourneaux de l'usine d'aluminium de Fort Williams (Ecosse). Une relation est établie entre les indices de pureté atmosphérique (I.P.A.) et la distance d'une usine employant des composés fluorés.

La richesse spécifique et l'abondance des épiphytes augmentent lorsque l'on s'éloigne de la source de pollution (LeBlanc, Rao et Comeau 1972a; Pišút et Lisická-Jelínková 1974; Horntvedt 1975). La toxicité des polluants fluorés semble sévère car les dommages sont visibles en moins d'un

mois, chez les lichens transplantés dans la région de Sunndal, Norvège (Horntvedt 1976). Les lichens et les mousses, transplantés près d'une source de fluor montrent une décoloration avancée, des fissures du thalle, une plasmolyse des cellules algales et une perte de chlorophylle (LeBlanc, Comeau et Rao 1971). Nash III (1971), lors de fumigations à l'acide fluorhydrique (HF), observe la plasmolyse des cellules algales, en plus d'une dégradation de la chlorophylle. Comeau et LeBlanc (1972) démontrent également la toxicité du HF, pour le Funaria hygrometrica et l'Hypogymnia physodes. Ils observent une plasmolyse des cellules algales et une désintégration des chloroplastes. Cependant, après trois semaines de récupération, la funaie et l'hypogymnie ont perdu, en moyenne, de 26 à 47% de leur contenu en fluor. Enfin, De Wit (1976a) montrent la toxicité du HF pour quelques lichens fumigés à de fortes concentrations.

c) Oxydants.

L'ozone (O_3), le monoxyde de carbone (CO) et les oxydes d'azote (NOx) se retrouvent en milieu urbain. L'ozone provient de la photo-oxydation des hydrocarbures libérés par les véhicules moteurs (Saunders 1970). De fait, chaque tonne courte d'essence brûlée produit, en plus du monoxyde de carbone, environ 145 livres (66 Kg) de contaminants organiques (hydrocarbures), 25 livres (11.4 Kg) d'oxydes d'azote et une faible quantité d'anhydride sulfureux (Katz 1963). L'étude des effets des oxydants sur les cryptogames ne fait que débiter. Le pourcentage de régénération des feuilles de

Funaria hygrometrica est inversement proportionnel à la concentration d'ozone et à la durée d'exposition (Comeau et LeBlanc 1971). L'effet synergétique du SO_2 et de O_3 serait néfaste à la végétation lichénique, selon De Wit (1976a).

Un autre polluant majeur, le monoxyde de carbone, ne produit aucun dommage significatif chez les lichens, selon Rose (1970), à l'exception peut-être des régions à circulation dense. Stringer et Stringer (1974) impliquent la cause possible du décroissement des lichens à Winnipeg (Manitoba) au CO, qui constitue le principal polluant de cette ville. Ils observent également la pauvreté des épiphytes près de deux sources majeures d'émissions de CO et de SO_2 .

Les oxydes d'azote atteignent de fortes concentrations en milieu urbain, durant les heures de pointe de la circulation routière (Taylor et al. 1975). La toxicité du bioxyde d'azote (NO_2) fut démontrée chez les lichens fumigés à des concentrations de 4 et 8 ppm. Ce gaz phytotoxique cause une réduction significative de la chlorophylle (Nash III 1976b). Rydzak et Stasiak (1971) ont observé, sur le terrain, une détérioration de la végétation lichénique par les polluants azotés.

d) Poussières.

Seulement quelques études ont porté sur l'effet des poussières sur les lichens et les bryophytes. Les poussières provenant des émissions de cimenteries possèdent, en général, un pH alcalin (Lerman et Darley 1975). Les poussières neutralisent ainsi l'action acidifiante du SO_2 en augmentant

le pH de l'écorce du phorophyte (Johnsen et Sjøchting 1973; Laaksovirta et Silvola 1975; Gilbert 1976; Johnsen 1976).

Cependant, dans les régions fortement contaminées, l'épais dépôt de poussière sur les épiphytes atténue le passage de la lumière nécessaire à leur croissance normale (James 1973). Ces particules, à cause de leur poids, se déposent près de leurs sources d'émission, leur action se limitant à l'environnement immédiat (Skye et Hallberg 1969). Martin et Jacquard (1968) ont remarqué une zonation progressive dans la distribution des lichens autour d'une usine dégageant de grandes quantités de poussières. Près de l'usine, on retrouve une zone à végétation lichénique pauvre, composée de lichens toxitolérants et coniophiles¹. Elle est suivie d'une zone de transition, portant une végétation plus riche mais toujours modifiée par l'influence nocive des poussières. Finalement, une zone non contaminée, éloignée de l'usine, porte une végétation lichénique abondante. Gilbert (1976) reconnaît ce même phénomène près d'une usine de ciment à Hope Valley (Angleterre). La zone interne, ayant de forts dépôts poussiéreux, présente une faible végétation épiphytisque mais est suivie d'une zone, où les propriétés alcalines des poussières favorisent le développement de plusieurs espèces.

7. Sensibilité des épiphytes.

Ces cryptogames, longtemps méconnus, ont très peu de valeur économique. Leur importance s'est accrue grâce à

¹ Lichens qui ont une affinité pour les substrats poussiéreux.

leur qualité d'indicateurs biologiques de la pollution atmosphérique. Leur sensibilité aux agents phytotoxiques surpasse celle des plantes vasculaires pour plusieurs raisons (LeBlanc 1969; Nash III 1974):

1. Les lichens et les bryophytes ne possèdent pas de racines ou autres mécanismes d'absorption. Leur adhérence au substrat se résume à de simples organes de fixation, les rhizines et les rhizoïdes. Ainsi, l'eau et les substances nutritives sont tirées de l'atmosphère ou de la pluie (et eau d'écoulement sur le tronc). La pression osmotique élevée, particulièrement chez les lichens, permet de soutirer la vapeur d'eau même d'une atmosphère non saturée. Ainsi, les gaz toxiques, concentrés dans la pluie sous forme d'acides, sont absorbés sur toute la surface du thalle. Chez les plantes vasculaires, l'eau est absorbée par les racines, après filtration par le sol, qui lui fait perdre une partie de ses propriétés toxiques.

2. Ce sont des plantes vivaces, qui n'ont pas l'avantage de perdre chaque année leurs organes, chargés de produits toxiques.

3. Elles ne possèdent pas de stomates et de cuticules. Les échanges gazeux s'effectuent librement et rapidement sur toute la surface du thalle. Par le fait même, leur potentiel d'accumulation des substances toxiques solubles est imposant.

4. Leur métabolisme augmente en automne et en hiver, contrairement aux plantes vasculaires. Des conditions optima

d'humidité et leur adaptation aux basses températures favorisent alors les processus de photosynthèse et de respiration. C'est aussi en automne et en hiver que la pollution atmosphérique atteint des concentrations maximales.

5. La quantité limitée de chlorophylle et le métabolisme lent des épiphytes les rendent vulnérables aux agents phytotoxiques. Ils sont limités à une lente récupération, lorsque les dommages sont réversibles. Tous ces facteurs confirment l'insuccès et la sensibilité des lichens et des bryophytes en milieu pollué.

B. La cartographie.

La cartographie des lichens et des bryophytes représente un avantage certain sur les méthodes descriptives originales. Elle permet une représentation visuelle de l'effet de la pollution atmosphérique sur les plantes non-vasculaires, grâce à la synthèse des résultats sous une forme unique. La cartographie a connu son plein essor au cours des 25 dernières années et plusieurs techniques se sont alors développées.

Parmi les caractéristiques de la végétation qui ont été cartographiées, il y a la distribution des unités phytosociologiques (Barkman 1963), la distribution d'un ensemble d'espèces sur différents substrats (Gilbert 1965) ou celle des espèces individuelles (Skye 1968). De plus, la fréquence observée (Lundström 1968), les types biologiques (Skye et Hallberg 1969) et la fécondité (LeBlanc et De Sloover 1970) ont également été cartographiés. Des études récentes nous ont permis d'observer le comportement des épiphytes transplantés

en milieu pollué (Kirschbaum, Klee et Steubing 1971), le contenu de soufre d'un épiphyte (Pyatt 1973; Ollkonen et Takala 1976), et le contenu de métaux lourds (Rühling et Tyler 1973; Takala et Ollkonen 1976), à l'aide de documents cartographiques. Enfin, le recouvrement (Horntvedt 1975) et le nombre d'espèces (Laaksovirta et Silvola 1975) sont autant de paramètres, permettant une représentation visuelle de la végétation lichénique et muscinale.

Ces cartes consistent à mettre en évidence le comportement des lichens et des bryophytes sur un territoire soumis à l'influence nocive d'un ou de plusieurs polluants. Une carte peut refléter une seule caractéristique de la végétation ou un ensemble de paramètres inclus dans une formule mathématique (un indice), selon le cas. Ces renseignements cartographiés permettent de reconnaître des régions à végétation pauvre, situées près des centres de contamination et des régions plus favorables aux lichens et aux bryophytes, lorsqu'on s'éloigne de ces centres.

1. Cartes de distribution des espèces.

Cette méthode constitue l'approche classique de l'étude cartographique des lichens et des bryophytes en milieu pollué. Ces cartes représentent la distribution d'une espèce, généralement basée sur les critères de présence/absence, sur le territoire étudié. C'est une méthode simple qui permet de déterminer la limite interne d'une espèce près du centre de la ville ou près d'une source de pollution isolée. Elle indique le potentiel de pénétration d'une espèce vers le

milieu pollué, sans que cette dernière ne soit éliminée par l'effet nocif de l'atmosphère. Par conséquent, il est possible de déduire la toxitolérance de l'espèce, grâce à ce document cartographique.

La limite interne de quelques espèces fut déterminée par Rose (1970) pour le sud-est de l'Angleterre. On remarque l'absence de lichens des zones urbanisées et industrialisées. Il est également possible d'étudier la limite interne des groupes d'espèces sur différents substrats, vers le centre d'une ville (Gilbert 1969; Newberry 1974). Cependant, la prudence s'impose lors du choix des espèces à cartographier. L'espèce doit être bien représentée sur le territoire afin que sa rareté en milieu pollué ne soit pas due uniquement à sa distribution géographique. De plus, l'espèce doit apparaître sur des substrats bien représentés dans le milieu contaminé. Des paramètres quantitatifs peuvent être ajoutés au document cartographique, tels le recouvrement ou la fréquence de l'espèce.

Les premières cartes de distribution furent tracées par Haugsjå (1930), cité par Felföldy (1942), pour la région d'Oslo (Norvège). Par la suite, grâce à cette méthode, on a étudié quelques espèces des régions de Kvarntorp, Suède (Skye 1958), de Long Island, New York (Brodo 1961b), de Londres, Angleterre (Laundon 1967), de Stockholm, Suède (Lundström 1968; Skye 1968) de Montréal, Québec (LeBlanc et De Sloover 1970), du nord de la France (Delzenne-Van Haluwyn 1973), de Copenhague, Danemark (Johnsen et Sjøchting 1973),

de Fawley, Angleterre (Morgan-Huws et Haynes 1973), du parc de Brotonne, France (Lerond 1975) et de Aalborg-Norresundby, Danemark (Johnsen et Sjøchting 1976).

Cette forme de cartographie permet également d'évaluer, au cours des ans, les changements de distribution des espèces, en étudiant la progression ou le décroissement des lichens et des bryophytes d'un milieu pollué. En 1953 et 1967, deux études du milieu pollué de Kvarntorp ont démontré la réduction des lichens autour de la source de contamination (Skye et Hallberg 1969). Les changements de distribution d'une ou de plusieurs espèces ont été déterminées pour un territoire restreint ((Hawksworth, Rose et Coppins 1973; Sjøchting et Johnsen 1974) ou pour un vaste territoire tel le nord de l'Irlande (Brightman 1964), le nord-est de l'Angleterre (Gilbert 1970b), le sud-est de l'Angleterre (Rose 1973) et le centre-ouest de l'Ecosse (O'Hare 1974). Les changements de distribution, au cours des ans, ont également été observés pour tout un pays (De Wit 1976a, b; Seaward 1976).

2. Zonation des pollutions.

a) Cartes basées sur les paramètres phytosociologiques non groupés.

Cette forme de cartographie permet de mettre en évidence la zonation des pollutions, à l'aide des lichens et des bryophytes. Cette méthode, contrairement aux cartes de distribution, permet d'étudier la végétation épiphytique globalement. Les cartes peuvent inclure, selon le cas, le nombre d'espèces, la fréquence, le recouvrement des espèces ou tout autre ren-

seignement menant au tracé des zones de végétation. Finalement, une corrélation est établie entre les zones obtenues et la pollution atmosphérique observée sur le territoire.

L'initiateur de cette méthode, Sernander (1926), cité par Hawksworth (1973), a délimité trois zones, en étudiant les lichens épiphytiques de la ville de Stockholm. Les études subséquentes montrent généralement un système de trois à cinq zones isotoxiques, selon la région étudiée. Les cartes de la zonation des pollutions sont tracées pour des villes, des sources de pollution isolées, des provinces ou des pays. Les échelles biologiques, basées sur la sensibilité des lichens et des bryophytes, permettent également d'établir la zonation de la pollution atmosphérique. Elles comportent plusieurs zones (groupes d'espèces) correspondant à des taux de pollution définis (O'Hare 1973). Les nombreuses recherches en ce domaine sont mentionnées au tableau 1.

b) Cartes basées sur la synthèse des paramètres phytosociologiques (les indices).

Cette étude quantitative de la végétation lichénique et bryologique mène également à une représentation visuelle des zones de pollution. La méthode de cartographie basée sur l'indice de pureté atmosphérique fut proposée par De Sloover (1964a). Elle permet de regrouper plusieurs paramètres (le nombre, la fréquence et le recouvrement des espèces) sous une seule valeur, pour chaque relevé homogène. L'indice tient compte également de la tolérance des espèces vis-à-vis des gaz phytotoxiques. La formule modifiée fut vérifiée lors

Tableau 1. Régions étudiées par la méthode de la zonation des pollutions. Cartes zonales basées sur les paramètres phytosociologiques non groupés.

Régions étudiées	Auteurs
Stockholm, Suède	Sernander (1926)*
Oslo, Norvège	Haugsjå (1930)**
Helsinki, Finlande	Vaarna (1934)*
Stockholm, Suède	Høeg (1936)
Zurich, Suisse	Vareschi (1936)*
Debrecem, Hongrie	Felföldy (1942)
Uppsala, Suède	Krusenstjerna (1945)*
Cracovie, Pologne	Zurzycki (1949)
Vienne, Autriche	Sauberer (1951)
Caracas, Vénézuéla	Vareschi (1953)
Bonn, Allemagne	Steiner et Schulze-Horn (1955)*
Munich, Allemagne	Schmid (1956)*
Pays-Bas	Barkman (1958, 1961)
Innsbruck et Landeck, Autriche	Beschel (1958)*
Munich, Allemagne	Mägdefrau (1960)
Montréal, Canada	LeBlanc (1961)
Hambourg, Allemagne	Villwock (1962)
Rudnany, Tchécoslovaquie	Pišút (1962)
Midden-Limburg, Belgique	Barkman (1963)
Vallée du Tyne, Angleterre	Gilbert (1965)
Région de la Ruhr, Allemagne	Domrös (1966)
Wawa, Canada	Rao et LeBlanc (1967)

Tableau 1. (suite)

Köpmanholmen, Suède	Moberg (1968)*
Stockholm, Suède	Skye (1968)
Vallée de la Romanche, France	Martin et Jacquard (1968)
Angleterre et pays de Galles	Hawksworth et Rose (1970)
Fort Williams, Ecosse	Gilbert (1971)
Frankfort, Allemagne	Kirschbaum, Klee et Steubing (1971)
Tokyo, Japon	Taoda (1972)
Nord de la France	Delzenne-Van Haluwyn (1973)
Fawley, Angleterre	Morgan-Huws et Haynes (1973)
Caracas, Vénézuéla	Vareschi et Moreno (1973)
Tampere, Finlande	Sahrakorpi (1973)
Forêt de Roumare, France	Aureau et Bedeneau (1974)
Grande-Bretagne	Gilbert (1974)
Tampere, Finlande	Ranta (1974)
Parc de Brotonne, France	Lerond (1975)
Harjavalta, Finlande	Laaksovirta et Silvola (1975)
Pays-Bas	De Wit (1976a)
Rauma, Finlande	Turunen, Ikonen et Ora (1976) et Ikonen et Kärenlampi (1976)
Domsjö, Suède	Westman (1976)

* cité par Hawksworth (1973)

** cité par Felföldy (1942)

de l'étude des épiphytes de la ville de Montréal (LeBlanc et De Sloover 1970, 1972). Une description détaillée de l'indice de pureté atmosphérique est donnée à la page 50.

Plusieurs études écologiques ont également prouvé la validité de l'I.P.A. ou des indices semblables (Tableau 2). Ces indices permettent d'analyser la végétation globalement, en considérant plusieurs paramètres. Cependant, l'I.P.A. nécessite des stations d'échantillonnage écologiquement homogènes afin que seule la pollution soit la cause du décroissement des épiphytes. De plus, les phorophytes choisis doivent porter une végétation abondante, en milieu non contaminé. L'I.P.A. permet de déterminer l'effet à long terme de la pollution atmosphérique sur les épiphytes. Il ne convient pas à l'étude des pollutions sur une base hebdomadaire ou mensuelle (Mathis et Tomlinson 1972).

Un indice de poléotolérance (I.P.) de la végétation épiphytique est établi par Trass (1968, 1973) et appliqué à plusieurs régions polluées de l'Estonie. Il détermine les zones de végétation lichénique, reliées par la suite à la pollution atmosphérique. Un indice de pureté atmosphérique (A.P.), basé sur l'abondance des espèces indicatrices, permet de déterminer la zonation des bryophytes pour quelques régions industrialisées d'Allemagne (Düll 1974). Une modification de l'I.P.A., soit l'indice d'abondance lichénique (I.L.A.), est proposée par Moore (1974a), afin d'étudier l'effet des gaz phytotoxiques sur les lichens saxicoles (substrats rocheux). Cette méthode a permis de démontrer

Tableau 2. Régions étudiées par la méthode de la zonation* des pollutions. Cartes zonales basées sur la synthèse des paramètres phytosociologiques (indice).

Régions étudiées	Indice utilisé	Auteurs
Gand-Terneuzen, Belgique	I.P.A.	Iserentant et Margot (1963) d'après De Sloover (1964a)
Vallée de la Dendre, Belgique	I.P.A.	De Sloover et LeBlanc (1968)
Kvarntorp, Suède	I.P.A.	De Sloover et LeBlanc (1968) d'après les résultats de Skye (1958)
Montréal, Canada	I.P.A.	LeBlanc et De Sloover (1970, 1972)
Arvida, Canada	I.P.A.	LeBlanc, Rao et Comeau (1972a)
Sudbury, Canada	I.P.A.	LeBlanc, Rao et Comeau (1972b)
Clarkston, Etats-Unis	I.P.A.	Hoffman (1974)
Murdochville, Canada	I.P.A.	LeBlanc, Robitaille et Rao (1974) et Robitaille (1977)
Slovaquie centrale, Tchékoslovaquie	I.P.A.	Pišút et Lisická - Jelínková (1974)
Winnipeg, Canada	I.P.A.	Stringer et Stringer (1974)
Tallin, Estonie	I.P.	Martin, Trass et Martin (1974)
Dublin, Irlande	I.L.A.	Moore (1974b, 1976)
Alberta (centre-ouest), Canada	L.D.	Skorepa et Vitt (1976)

* Les études de zonation avec indice, mais sans carte à l'appui, ne sont pas mentionnées.

I.P. : Indice de poléotolérance

I.L.A.: Indice d'abondance lichénique

L.D. : Indice de densité-luxuriance relative

une corrélation entre les secteurs industriels de Dublin et la distribution des lichens (Moore 1974b, 1976). Une étude près de deux nouvelles sources de pollution (SO_2) du centre-ouest de l'Alberta a été effectuée par Skorepa et Vitt (1976), à l'aide d'un indice de densité-luxuriance relative de la végétation lichénique. Cet indice (L.D.) a permis d'observer les dommages causés aux lichens par une source de pollution récente, là où un désert épiphytique n'est pas encore développé.

C. Le climat urbain.

La modification de l'environnement prend plusieurs formes en milieu urbain (Tableau 3). La couverture végétale est remplacée par un ensemble de béton et d'asphalte entraînant un manque d'humidité, accru par le drainage rapide des eaux de pluie. Cependant, les processus de combustion et les centrales thermiques jettent des millions de tonnes de vapeur d'eau dans l'atmosphère urbaine. De plus, les substances polluantes, constituant le "panache de pollution" des grandes villes, peuvent former des noyaux de condensation. Ces noyaux, transportés par les courants de la ville jusqu'aux nuages de basses altitudes, provoquent des précipitations. Selon Landsberg (1977), durant la semaine de travail, on note une augmentation des précipitations en comparaison avec celles des jours non ouvrables. Ce phénomène serait dû à la pollution atmosphérique.

Les multiples processus de combustion, les centrales thermiques et l'absorption des rayons solaires par le béton

Tableau 3. Changements de l'environnement atmosphérique, créés par l'urbanisation et comparés avec les régions rurales (d'après Landsberg 1969).

Eléments atmosphériques	Changements comparés avec les régions rurales	
Radiation (totale sur une surface horizontale)	Réduction	15-20%
Ultraviolet	Réduction	10-30%
Durée d'ensoleillement	Réduction	5-15%
Température (nuit)	Augmentation	1-3°C
Besoins en chauffage	Réduction	10%
Humidité relative	Réduction	2-10%
Précipitation (pluie)	Augmentation	5-10%
Nombre de jours avec pluie de faible intensité	Augmentation	10%
Précipitation (neige)	Réduction	selon la latitude
Ennuagement	Augmentation	5-10%
Brouillard et faible visibilité	Augmentation	50-100%
Vitesse des vents	Réduction	10-30%
Polluants (solides)	Augmentation	1,000%
(gazeux)	Augmentation	500-2,500%

augmentent aussi la température du milieu artificiel. Une grande agglomération urbaine se compare donc à un îlot thermique (Landsberg 1977). Le régime des vents est également modifié en milieu urbain. Ils sont souvent ralentis par les nombreux obstacles rencontrés sur leur parcours. La réduction de la vitesse des vents implique une stagnation plus ou moins importante des polluants, selon la sévérité des conditions météorologiques. Ces polluants s'accumulent progressivement sans être dispersés ou dilués efficacement. Les villes situées dans une vallée sont les plus sujettes à de telles conditions atmosphériques stationnaires. Des brouillards et des "smogs" apparaissent alors, accompagnés le plus souvent d'une inversion de température intense. Il suffit de mentionner le désastre occasionné par la pollution atmosphérique de Londres, en 1952, où un "smog" de quatre jours fut la cause de 3,500 à 4,000 mortalités et de plusieurs milliers de malades (De Sloover 1964a).

III Description de la région étudiée.

A. Caractéristiques physiques et biotiques.

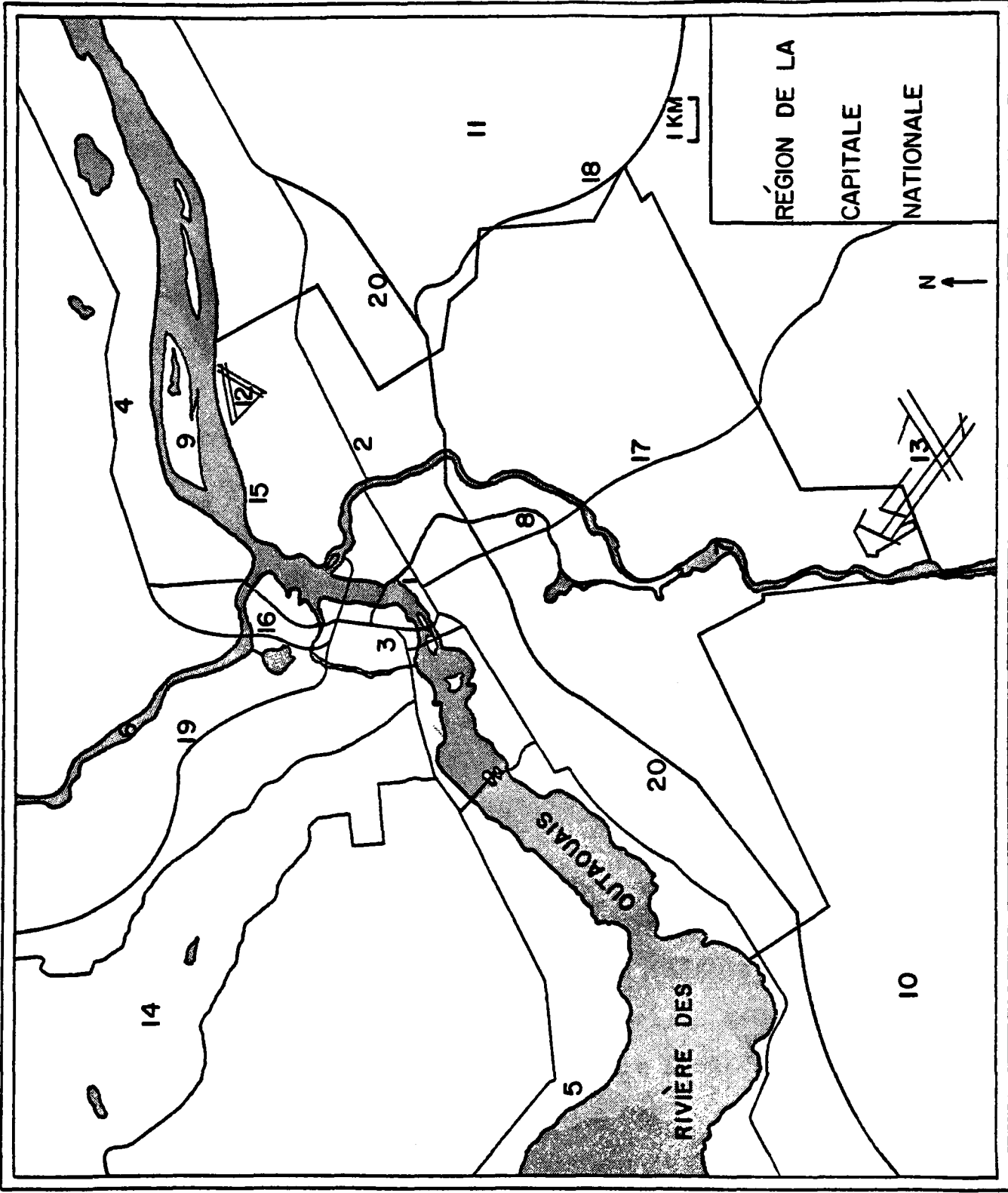
Ottawa est situé à 45°23' de latitude Nord, 75°43' de longitude Ouest et à une altitude moyenne de 260 pieds (79 mètres) au-dessus du niveau de la mer. La région de la Capitale nationale est située à environ 250 milles (402 kilomètres) à l'est des Grands Lacs, à 550 milles (885 kilomètres) à l'ouest du golfe du St-Laurent et à 700 milles (1,127 kilomètres) au sud de la baie d'Hudson (Ouellet 1975). Le territoire étudié comprend les cités d'Ottawa et de Vanier, le village de Rockcliffe Park, ainsi qu'une partie des cantons incorporés de Gloucester et de Nepean, du côté ontarien. Le côté québécois comprend la cité de Hull, les villes d'Aylmer et de Gatineau, ainsi qu'une partie de la municipalité d'Hull-ouest (figure 1).

1. Géologie.

Une terre basse entourée de roches précambriennes caractérise la vallée de l'Outaouais. Elle est bordée au nord, par une partie du Bouclier canadien, les Laurentides, mieux connues sous le nom de "collines de la Gatineau". Les montagnes Adirondacks s'élèvent au sud et un prolongement du Bouclier canadien s'étend à l'ouest. Un bras du Bouclier s'allonge vers le sud-est, c'est l'axe de Frontenac, traversant le fleuve St-Laurent pour former les milles-îles et atteindre finalement la partie ouest des Adirondacks. A l'est, l'anticlinal de Beauharnois rejoint la partie est des Adirondacks (Wilson 1956).

Figure 1. Description de la région de la Capitale nationale

1. Ottawa, centre-ville
2. Vanier, centre-ville
3. Hull, centre-ville
4. Gatineau, centre-ville
5. Aylmer, centre-ville
6. Rivière Gatineau
7. Rivière Rideau
8. Canal Rideau
9. Ile Kettle
10. Canton de Nepean
11. Canton de Gloucester
12. Aéroport de Rockcliffe
13. Aéroport international d'Ottawa
14. Parc de la Gatineau
15. Parc de Rockcliffe
16. Parc du lac Leamy
17. Rue Bank
18. Autoroute 417
19. Chemin de Chelsea
20. Queensway



2. Topographie.

La région étudiée longe la rivière des Outaouais. C'est la plaine outaouaise, comprise dans le grand bassin sédimentaire de l'Outaouais - St-Laurent. Les collines de la Gatineau forment la limite nord de la région échantillonnée et leur bordure inférieure suit un tracé parallèle à la rivière des Outaouais sur une distance variant de trois à 10 kilomètres. L'altitude moyenne des collines est d'environ 305 mètres et augmente vers le nord. L'altitude est de 374 pieds (114 m) à Upland, 188 pieds (57 m) à Rockcliffe et 210 pieds (64 m) à Gatineau (Anonyme 1978). La rivière des Outaouais traverse la région étudiée d'ouest en est. Elle forme une frontière entre les secteurs québécois et ontarien. Au nord, du côté québécois, la rivière Gatineau vient se jeter dans la rivière des Outaouais. La rivière Rideau provient du sud et rejoint la rivière des Outaouais au niveau des chutes Rideau. La topographie est peu accidentée du côté ontarien et du côté québécois, jusqu'aux collines de la Gatineau.

3. Climat (Les renseignements climatiques proviennent de Anonyme (1976a) à moins d'indication contraire.)

La région est dotée d'un climat continental humide, avec une grande variation de température durant l'année. Ce climat est défini par un été chaud ou frais, un hiver froid et un couvert de neige persistant pendant quelques mois. Les conditions d'humidité sont parmi les plus favorables pour l'agriculture, au Canada (Ouellet 1975). Les

centres de basses et de hautes pressions alternent fréquemment, d'où les fréquentes variations du temps dans la région outaouaise.

a) Précipitations.

Les précipitations s'étendent plus ou moins également durant l'année, avec une moyenne de 851 mm par année (moyenne de 1941 à 1970), dont une chute de neige annuelle moyenne de 215.5 cm et une hauteur de pluie annuelle moyenne de 641.5 mm. Le nombre de jours avec précipitations (trace ou plus) totalisaient 247 jours en 1976, dont 103 jours de pluie mesurable et 93 jours de neige mesurable. En général, les mois de janvier, février et mars amènent le moins de précipitations et les mois de juillet et août sont les plus pluvieux. Ils sont suivis de près par les mois de septembre, novembre et décembre.

b) Températures.

Ottawa est sujette à des extrêmes de température, particulièrement rigoureuses. La moyenne des extrêmes de température peut atteindre -16°C en janvier et 26°C en juillet. Cependant, des températures moyennes de -10.9°C et 20.7°C prévalent en janvier et en juillet. La moyenne annuelle est établie à 5.8°C . Le dernier gel printanier et le premier gel automnal correspondent théoriquement au 11 mai et au 1er octobre, accordant une période moyenne sans gel de 142 jours.

c) Vents et inversions.

La direction prédominante des vents est de l'ouest.

Les mois de novembre et de mars montrent une direction normale des vents de l'est. Du mois de mai au mois d'octobre soufflent des vents du sud-ouest et les mois de janvier, février et avril apportent des vents de l'ouest. La vitesse moyenne des vents s'élève à 15.3 km/h.

La vallée de l'Outaouais a tendance à capter l'air froid en hiver. Lorsque l'air chaud, provenant du sud ou du sud-ouest, s'étend au-dessus de la masse d'air froid, il en résulte une inversion d'un fort gradient. La durée d'une inversion peut varier de 11 à 13 heures, selon la saison, lorsque les vents sont légers et que le temps est clair (Munn, Emslie et Wilson 1963).

4. Végétation.

La vallée de l'Outaouais fait partie de la région forestière des Grands Lacs et du St-Laurent. Sa végétation est composée de l'érable à sucre (Acer saccharum), du hêtre américain (Fagus grandifolia), de l'érable rouge (Acer rubrum), du merisier (Betula alleghaniensis), du bois blanc (Tilia americana), du frêne blanc (Fraxinus americana), du grand tremble (Populus grandidentata), du chêne rouge (Quercus rubra) et du chêne à gros glands (Quercus macrocarpa). L'orme blanc (Ulmus americana) prédomine particulièrement dans la région. Les dépressions mal drainées recèlent fréquemment des marécages peuplés par le frêne noir (Fraxinus nigra) (Rowe 1972). Les quelques conifères sont représentés par le sapin baumier (Abies balsamea), l'épinette blanche (Picea glauca) et le pin blanc (Pinus strobus). Les forêts d'importance se re-

trouvent au nord de la région étudiée, dans le parc de la Gatineau.

Les arbres isolés sont choisis pour cette étude. Ils sont représentés principalement par l'orme blanc et, à un degré moindre, par l'érable à sucre et le frêne américain. Tous ces arbres, fréquents dans les endroits ouverts, sont bien représentés sur le territoire.

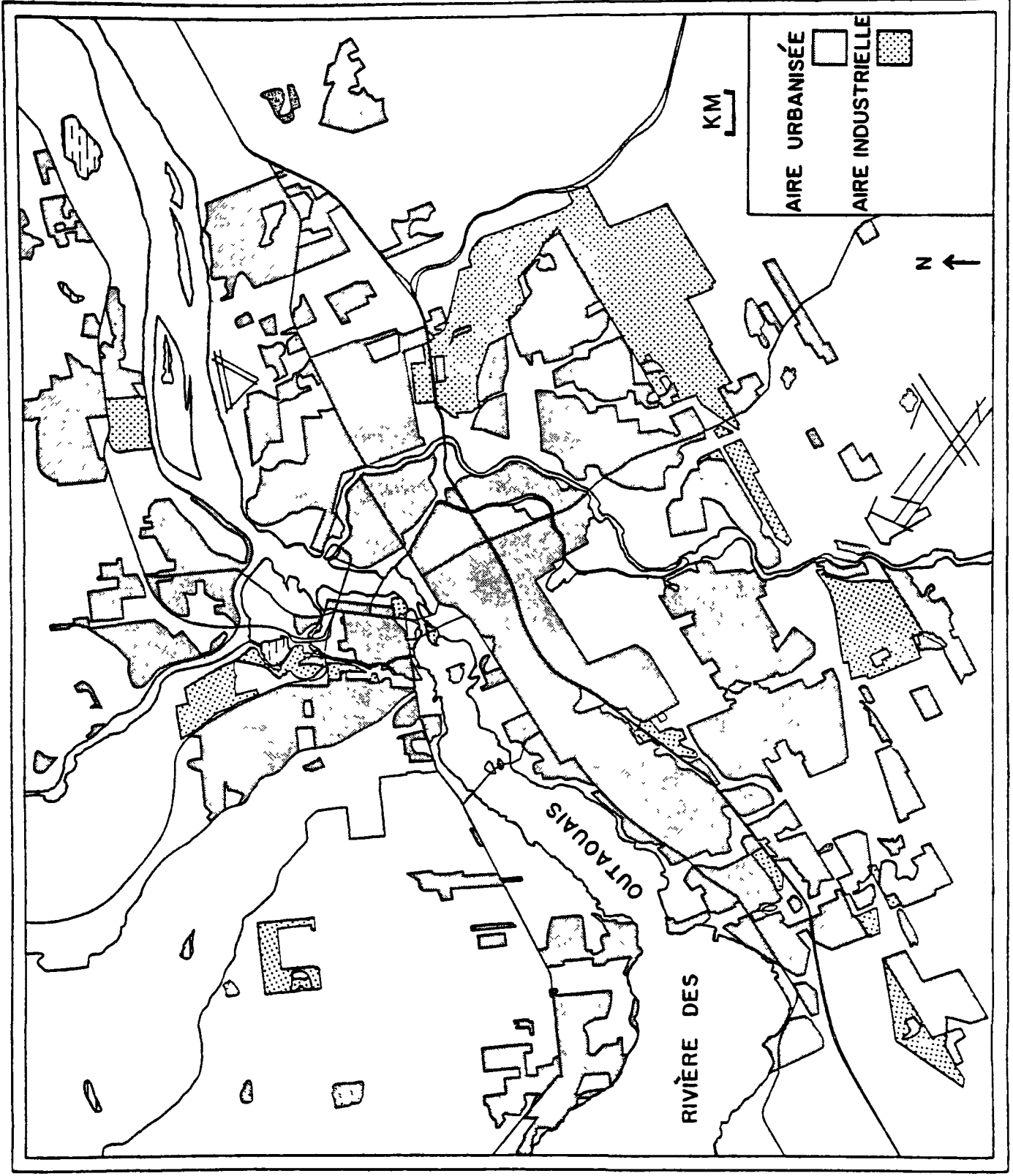
B. Caractéristiques urbaines.

1. Population et urbanisation.

La région d'Ottawa-Hull est la quatrième grande région métropolitaine du Canada avec une population légèrement supérieure à 660,000 habitants dont 503,000 citoyens sur le côté ontarien et 166,000 sur le côté québécois (Anonyme 1976b). En 1955, la population se chiffrait à 325,000, d'où une hausse de 50% durant les 20 dernières années.

En 1970, la région métropolitaine ontarienne recouvrait 29,000 acres (11,740 hectares). La population à ce moment-là, 403,000 citoyens, portait la densité urbaine à 14 personnes par acre brute (34.6 pers./ha brut). Cette valeur est inférieure à celle des grands centres urbains canadiens tels Hamilton (15.5 pers./acre brute ou 38.3 pers./ha brut), Toronto métropolitain (16 pers./acre brute ou 39.5 pers./ha brut), Montréal métropolitain (18.5 pers./acre brute ou 45.7 pers./ha brut). Par contre, si l'on considère uniquement la ville d'Ottawa, on remarque une densité de 11.1 personnes par acre brute (27.4 pers./ha brut), alors que la ville de

Figure 2. Situation des zones urbanisées et industrielles,
dans la région de la Capitale nationale.



AIRE URBANISÉE

AIRE INDUSTRIELLE

KM

N

RIVIÈRE DES

OUTAOUAIS

Montréal est soumise à une densité de 31.1 personnes par acre brute (76.8 pers./ha brut). Si on ne tient pas compte des zones libres ou non-urbanisées, la densité de la ville d'Ottawa est portée à 15.4 personnes par acre nette (38 pers./ha net). On s'attend à une augmentation appréciable de la densité urbaine durant les 20 prochaines années (Anonyme 1974a).

Les zones urbanisées (figure 2) s'étendent le long de la rivière des Outaouais selon un axe sud-ouest et nord-est. Elles sont concentrées du côté ontarien, principalement au centre d'Ottawa et le long des artères primaires. Du côté québécois, seulement Hull et une partie de Gatineau montrent des zones urbanisées relativement denses. Les régions non-urbanisées de l'aire habitée correspondent aux terrains des édifices gouvernementaux, à la ferme expérimentale (4,000 acres ou 1,619 ha), à l'aéroport de Rockcliffe, ainsi qu'aux nombreux parcs et promenades aménagés par la Commission de la Capitale nationale. La région québécoise est dotée de plusieurs espaces verts, tels le parc de la Gatineau (88,000 acres ou 35,628 ha) dont une partie se trouve au nord de la région étudiée.

2. Industries et circulation routière.

La région de la Capitale nationale compte peu d'industries importantes. Celles du papier et des produits connexes dominent le marché industriel. Parmi les industries mineures, il y a les industries alimentaires, les imprimeries, les usines de ferro-alliages et les industries manufacturières diverses

(Anonyme 1974b). Les zones industrielles sont occupées, entre autres, par les industries manufacturières, celles de la construction et du transport, les industries technologiques (de recherche), les entrepôts du gouvernement fédéral et les entrepôts de vente en gros.

Plus de la moitié des zones désignées industrielles dans la région (figure 2) restent inoccupées. Les zones industrielles, situées près du centre-ville d'Ottawa-Hull, montrent la plus grande activité; par contre, celles éloignées du centre urbain présentent une faible activité ou sont inoccupées (Anonyme 1975a). Du côté québécois, on retrouve deux zones industrielles d'activité intense, E.B. Eddy et la Compagnie Internationale de papier (C.I.P.).

Les carrières de sable et de pierres représentent une autre forme d'activité industrielle dans la région de la Capitale nationale. Elles occupent une superficie de 3,200 acres (1,296 ha). On estimait, en 1971, à 7.6 million de tonnes (6,909,091 tonnes métriques), le besoin d'agrégats pour une population quelque peu supérieure à 600,000 habitants (Black et Stewart 1976).

La circulation routière pose un problème dans la région. De 1963 à 1972, la circulation s'est accrue de plus de 50%. Durant cette période, le nombre d'automobiles augmenta de plus de 40%. Par contre, le transport en commun subit une hausse de moins de 10 pourcent (Anonyme 1974a). Les artères primaires à Ottawa (figure 2) montrent un parcours parallèle à la rivière des Outaouais (Queensway, Chemin de Montréal,

rues Rideau et Wellington); il en est de même du côté québécois (route 148).

3. Substances polluantes.

Malgré son caractère administratif, la région subit l'influence des pollutions résidentielles, industrielles, commerciales et de la circulation routière. Le gouvernement fédéral (Environnement Canada) a installé en 1969-1970, cinq stations d'échantillonnage dans la région de la Capitale nationale, dont trois à Ottawa et deux à Hull (Kilotat, Bradt et Wilson 1972). On y mesure l'anhydride sulfureux (SO_2), l'indice de souillure (COH: "coefficient of haze"), la teneur en plomb (Pb), les particules en suspension, les retombées de poussière et le monoxyde de carbone (CO), ce dernier depuis 1973. Une station (Hull) fut abandonnée en mars 1971 (Anonyme 1970 à 1974, Environnement Canada). Le gouvernement ontarien (Ministère de l'Environnement) possède également une station d'échantillonnage à Ottawa, depuis 1971. On y mesure l'anhydride sulfureux (SO_2), l'indice de souillure (COH), les oxydants (O_x) dont les oxydes d'azote (NO_x), le monoxyde de carbone (CO) et les hydrocarbures (Anonyme 1971 à 1973, Ontario).

Le nombre de stations d'échantillonnage est définitivement insuffisant si l'on considère l'étendue de la région de la Capitale nationale. De plus, aucun résultat n'est disponible pour les secteurs éloignés du centre urbain. La circulation routière constitue le plus grand pourcentage des pollutions atmosphériques, suivie des émissions des

industries de papier et de celles des édifices commerciaux, résidentiels et industriels. Les polluants émis, par ordre d'importance décroissant, sont le CO, les hydrocarbures, le SO₂, les NO_x et les particules (page 129). Cette description ne prétend pas montrer l'ensemble des substances toxiques jetées dans l'atmosphère urbaine mais tient compte des polluants les plus importants.

Chapitre II

Première partie: Méthode

I Méthode de cartographie des épiphytes.

A. Relevés et identification.

Les données ont été recueillies dans la région de la Capitale nationale, durant les étés de 1975 et 1976. Une inspection préliminaire du territoire a permis de déterminer les substrats retenus pour cette étude, en plus de donner une vue d'ensemble de la flore lichénique et bryologique des phorophytes isolés.

1. Choix des stations d'échantillonnage.

A l'aide d'une carte de la région de la Capitale nationale, 155 stations ont été retenues pour étudier la végétation épiphytique. La grille cartographique permet de distribuer les stations de façon uniforme sur le territoire, distancées les unes des autres par 0.7 km à 3.5 km. L'impact urbain doit être la cause principale du décroissement des épiphytes. Les stations possèdent des conditions de lumière et d'humidité semblables, ce qui assurent l'uniformité de ces facteurs écologiques. La sélection de stations homologues permet ainsi de conserver des conditions écologiques équivalentes dans chacun des sites d'échantillonnage.

Un habitat ouvert satisfait aux conditions mentionnées ci-dessus, soit les champs, les bordures de route, les parcs à végétation dispersée ou tout autre habitat caracté-

risé par des phorophytes relativement isolés (Appendice, figure 30). Il convient d'éviter les forêts, les parcs à végétation dense ou autres boisés à couvert végétal clos, portant des épiphytes caractéristiques des endroits de faible intensité lumineuse. La pollution atmosphérique est "filtrée" par la végétation dans ces endroits à épais couvert végétal. Tout habitat montrant une humidité excessive, tels les ravins et les terrains marécageux ont également été éliminés de l'étude.

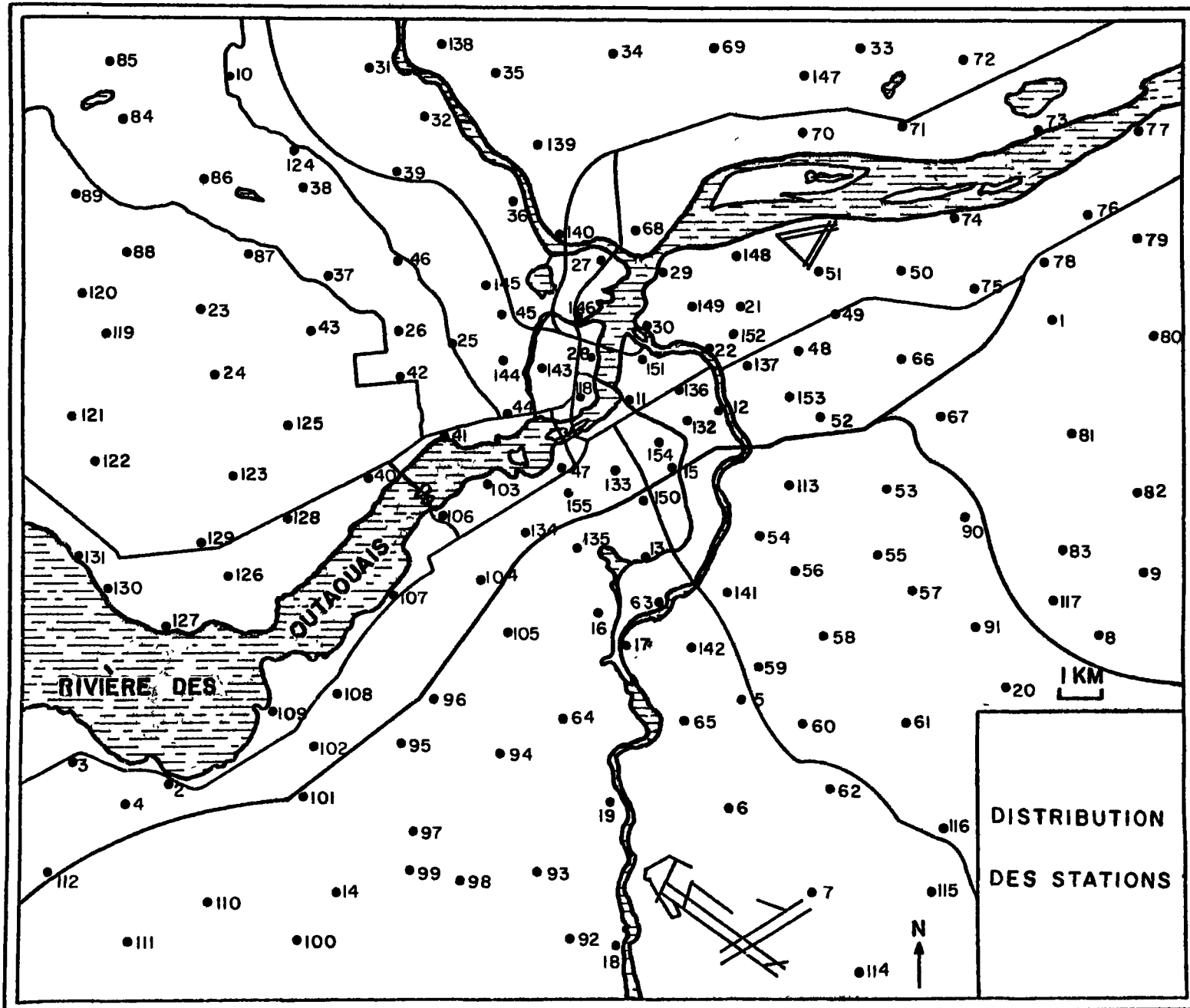
2. Choix des phorophytes.

Les phorophytes isolés, retenus pour cette étude, portent souvent une végétation épiphytique riche en milieu non pollué. Par contre, les phorophytes inclinés ou ombragés par des bosquets ou de hautes herbes portent une végétation moins marquée; ils ont été exclus de cette étude.

Sept phorophytes isolés, d'un diamètre minimum de 0.4 mètre ont été choisis, dans la majorité des stations d'échantillonnage. Selon Hale (1955), l'exclusion des arbres dont le diamètre du tronc à 1.3 mètre (DBH: "diameter at breast height") est inférieur à dix cm prévient la réduction de la végétation épiphytique due à la grosseur de l'arbre.

Le phorophyte isolé dominant, dans la région étudiée est l'orme (Ulmus sp). A défaut d'orme, l'érable (Acer sp) et le frêne (Fraxinus sp) lui ont été substitués. Ces phorophytes sont bien représentés sur tout le territoire. L'orme blanc (Ulmus americana), l'érable à sucre (Acer

Figure 3. Distribution des stations d'échantillonnage,
dans la région de la Capitale nationale.



saccharum) et le frêne blanc (Fraxinus americana) sont les espèces les plus souvent rencontrées. Selon Skye (1968), Ulmus, Fraxinus et Acer constituent des substrats adéquats pour les épiphytes. Johnsen et Sjøchting (1973) utilisent ces mêmes genres pour l'étude des épiphytes de la région de Copenhague. Une étude détaillée du lien interspécifique entre l'épiphyte et l'hôte est donnée à la page 57. Les caractéristiques physiques de l'écorce du phorophyte influencent l'établissement des épiphytes. Seules les écorces rugueuses ayant un microrelief bien défini ont été retenues pour cette étude. Les écorces endommagées ou celles caractérisées par une exfoliation rapide n'ont pas été observées.

Il n'est pas rare d'apercevoir des rangées d'ormes . attaqués par la maladie hollandaise, dans la région outaouaise (Appendice, figure 31). En 15 ans, cette maladie a tué de 600,000 à 700,000 arbres au Québec. En Ontario, la maladie se propage trois fois plus rapidement car elle a pénétré dans la province par trois points, tous fortement peuplés d'ormes.

3. Phytosociologie.

L'étude de la végétation cryptogamique est restreinte aux lichens et aux bryophytes corticoles (ainsi que l'algue Protococcus viridis) car leur susceptibilité aux polluants atmosphériques s'avère supérieure à celle des cryptogames vivant sur d'autres substrats (Barkman 1958). La végétation épiphytique a été étudiée de la base du phorophyte jusqu'à une hauteur de 1.5 mètre. Elle se compose, en

général, d'espèces héliophiles, abondantes sur le tronc des phorophytes isolés, en milieu non pollué. La végétation épiphytique comprend les espèces caractéristiques des arbres caducifoliés et n'inclut pas les espèces propres aux phorophytes à écorces acides (i.e. les conifères).

Les paramètres phytosociologiques étudiés sur le terrain sont les suivants:

A. Une liste des espèces fut dressée pour chacun des phorophytes de la station. Elle permet de déterminer la richesse spécifique exprimée par le nombre d'espèces.

B. Le recouvrement par chaque espèce sur le phorophyte a été relevé à l'aide de l'échelle de Domin, citée par Poore (1955) qui définit la couverture-abondance d'une espèce. C'est le pourcentage de la surface du tronc occupée par une espèce. L'échelle est la suivante:

1. Rare, couverture faible
2. Très dispersée, couverture faible
3. Dispersée, couverture faible
4. Abondante, couverture de 5-15%
5. Abondante, couverture de 15-25%
6. Couverture de 25-33%
7. Couverture de 33-50%
8. Couverture de 50-75%
9. Couverture >75%
10. Couverture d'environ 100%

C. La position de l'épiphyte sur l'arbre fut notée, selon qu'il se retrouve à la base (du sol à 30 cm) ou sur le tronc.

D. La présence d'apothécies chez les lichens fut notée.

4. Identification du matériel biologique.

Une partie des lichens foliacés et fruticuleux ont été identifiés directement sur le terrain, à l'aide d'une loupe (20X). Les critères d'identification suivent les descriptions des lichens de la région d'Ottawa (Brodo 1967a, b, 1972), en plus de la consultation des ouvrages de Hale (1961, 1969). La nomenclature utilisée est basée sur les listes de Hale et Culberson (1970).

Au laboratoire, les réactions chimiques à l'hydroxyde de potassium ("KOH"), à l'hypochlorite de sodium ("C"), au para-phénylènediamine ("PD") ou l'effet combiné des deux premiers réactifs ("KC") ont été utilisées pour l'identification des lichens. Plusieurs lichens ont été identifiés ou vérifiés au Musée national, section de lichénologie, qui conserve quelques spécimens pour fin de référence. Toutes les mousses ont été identifiées en laboratoire et sont basées sur la nomenclature de Ireland et Cain (1975). Quelques spécimens ont été identifiés ou vérifiés au Musée national, section de bryologie. Un nombre restreint d'hépatiques ont été identifiées à l'université de Cincinnati (Ohio). Dans quelques exceptions, les spécimens stériles ou méconnaissables ont été classifiés d'inconnus.

B. Méthode de l'indice de pureté atmosphérique.

1. Analyse des données.

Le nombre d'espèces, la surface occupée par une espèce

dans la station et le degré de toxitolérance de chaque espèce sont autant de paramètres caractéristiques de la végétation épiphytique. La méthode proposée par De Sloover (1964a) et modifiée par LeBlanc et De Sloover (1970) permet d'intégrer ces facteurs de façon à obtenir une valeur chiffrée unique, représentant la richesse ou la pauvreté des épiphytes pour une station donnée. Cette méthode modifiée est appliquée à l'étude des épiphytes de la région de la Capitale nationale. L'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.) se définit comme suit:

$$\text{I.P.A.} = \frac{\sum_{i=1}^I (Q \times f)}{n} / 10$$

où n est le nombre d'espèces par station, Q représente le facteur de résistance de chaque espèce face aux polluants atmosphériques et f représente la couverture-fréquence de l'espèce.

Le facteur de résistance (Q) est défini par le nombre moyen d'espèces qui accompagnent l'espèce soumise à l'analyse. Cet indice écologique permet d'introduire dans la formule un facteur basé sur la toxitolérance de chaque espèce. Un facteur de résistance bas indique une qualité de toxitolérance élevée chez l'espèce étudiée alors qu'un facteur élevé indique une grande sensibilité. Par exemple, les quelques épiphytes présents au centre ou près du centre de contamination tolèrent ce milieu. Par conséquent, peu d'espèces les accompagnent en milieu pollué d'où un facteur de résistance bas. Par contre, une espèce sensible à la pollution atmosphérique se rencontre où l'air est relative-

ment pur. Plusieurs épiphytes l'accompagnent, d'où un facteur de résistance élevé.

Le symbole f est remplacé par le symbole C_m pour cette étude. Il représente la couverture-abondance (recouvrement) moyenne d'une espèce. Le recouvrement est déterminé par l'échelle de Domin. Cette échelle de dix classes se distingue des échelles classiques (5 classes) par sa description élaborée du recouvrement des espèces (Poore 1955). La couverture-abondance exprimée en pourcentage facilite l'emploi de cette échelle sur le terrain. LeBlanc et De Sloover (1970) ont étudié le recouvrement à l'aide d'une échelle de couverture-fréquence de cinq classes. Dans la région outaouaise, chacun des sept phorophytes d'une station est étudié individuellement. Les valeurs de couverture-abondance représentent donc la moyenne du recouvrement par chaque espèce (C_m) pour une station, contrairement à la méthode de LeBlanc et De Sloover (1970). La somme des facteurs $Q \times C_m$ est divisée par 10 pour obtenir une valeur plus facile à manipuler.

L'indice de pureté atmosphérique est ainsi calculé pour chaque station. Un indice bas représente une station d'échantillonnage ayant une végétation épiphytique pauvre et où l'impact urbain est sévère (Tableau 4). Un indice élevé représente la richesse de la végétation épiphytique à cet endroit, où l'impact urbain se fait le moins sentir (Tableau 5).

2. Cartographie.

Les indices de pureté atmosphérique de chaque station

Tableau 4. Relevé de la végétation épiphytique, où l'impact urbain est élevé. Station no 137. Vanier, bordure de la route. Centre ville. 14/6/1976.

TAXA	Q	Cm	Q X Cm
<i>Parmelia sulcata</i>	15.44	0.14	2.16
<i>Protophycoccus viridis</i>	13.51	4.00	54.04

$$\text{I.P.A.} : \sum_n^1 \frac{Q \times Cm}{10} = 5.62$$

Tableau 5. Relevé de la végétation épiphytique, où l'air est relativement pur. Station no 20. Canton incorporé de Gloucester, chemin Hawthorne, champ. 19/7/1975.

TAXA	Q	Cm	Q X Cm
<i>Arthonia caesia</i>	20.79	0.43	8.94
<i>Bacidia chlorococca</i>	16.69	2.43	40.56
<i>Buellia punctata</i>	19.20	1.86	35.71
<i>Buellia stillingiana</i>	22.18	0.71	15.75
<i>Candelariella xanthostigma</i>	23.29	0.14	3.26
<i>Graphis scripta</i>	20.36	0.71	14.46
<i>Lecanora hageni</i>	18.22	1.14	20.77
<i>Lecanora impudens</i>	18.66	0.14	2.61
<i>Lecanora symmicta</i>	19.24	0.86	16.55
<i>Rinodina dakotensis</i>	18.35	1.00	18.35
<i>Candelaria concolor</i>	16.17	3.00	48.51
<i>Parmelia rudecta</i>	20.95	0.29	6.08
<i>Parmelia subaurifera</i>	19.04	0.14	2.67
<i>Parmelia sulcata</i>	15.44	3.00	46.32
<i>Physcia adscendens</i>	16.08	3.43	55.15
<i>Physcia arpolia</i>	18.27	2.00	36.54
<i>Physcia dubia</i>	19.42	0.86	16.70
<i>Physcia millegrana</i>	15.56	8.57	133.35
<i>Physcia orbicularis</i>	17.51	3.86	67.59
<i>Physcia stellaris</i>	18.32	0.57	10.44
<i>Physconia grisea</i>	16.28	2.57	41.84

Tableau 5. (suite)

<i>Xanthoria fallax</i>	16.95	2.14	36.27
<i>Ramalina fastigiata</i>	24.40	0.29	7.08
<i>Amblystegium serpens</i>	19.12	0.29	5.54
<i>Amblystegium sp.</i>	21.50	0.43	9.25
<i>Brachythecium oxycladon</i>	24.33	0.29	7.06
<i>Brachythecium salebrosum</i>	19.53	0.43	8.40
<i>Cratoneuron filicinum</i>	31.00	0.43	13.33
<i>Leptodictyum riparium</i>	22.25	0.43	9.57
<i>Leskea polycarpa</i>	17.91	0.86	15.40
<i>Orthotrichum pumilum</i>	21.31	0.43	9.16
<i>Protococcus viridis</i>	13.51	3.00	40.53

$$\text{I.P.A.} : \sum_n^1 \frac{Q \times Cm}{10} = 80.37$$

sont portés sur une carte du territoire étudié. Une première observation laisse entrevoir des valeurs peu élevées au centre de l'agglomération et des valeurs élevées en bordure de la ville. Il suffit donc de regrouper ces valeurs selon les intervalles déterminés sur une base arithmétique. Les valeurs limites des I.P.A. permettent de délimiter le nombre et la grandeur des intervalles. Par exemple, les indices compris entre les valeurs d'I.P.A. de 1 à 6.49 formeront la première zone de végétation épiphytique et ainsi de suite.

Le tracé des isoplètes permet de joindre les points de même valeur sur la carte et de délimiter les zones isotoxiques. Ces zones montrent les différentes parties du territoire où la végétation épiphytique est semblable. Une valeur anormale dans un secteur devra porter à un nouveau relevé afin de vérifier la validité de l'échantillonnage original. Avant de procéder au tracé des zones de végétation, la justification du choix des trois substrats et une description détaillée de leur végétation sont données.

Deuxième partie: Spécificité des épiphytes à l'égard des trois essences ligneuses, retenues au cours de cette étude.

I Introduction.

Les épiphytes possèdent, en plusieurs occasions, une affinité envers quelques phorophytes. Ce lien interspécifique entre l'épiphyte et l'hôte peut être établi de façon quantitative, grâce à une étude statistique. Dans la région de la Capitale nationale, trois phorophytes ont été retenus afin d'étudier la végétation épiphytisque. La méthode statistique permet de définir la spécificité de 20 épiphytes, pour chacune des trois essences ligneuses. Ainsi, les différents substrats pourront être comparés, selon la similitude ou la différence de leur végétation épiphytisque.

Les causes de l'affinité ou de la répulsion d'une espèce à l'égard d'un ou de quelques phorophytes sont difficiles à déterminer (Brodo 1961b). La distribution des épiphytes est possiblement influencée par les caractères physiques et chimiques de l'écorce du phorophyte.

L'hydrométrie des écorces, définie par la capacité de rétention d'eau, est un facteur souvent considéré (Billings et Drew 1938; Patterson 1940; LeBlanc 1962). Ce facteur, conjointement avec un microenvironnement sec, limite l'établissement des espèces hygrophytes. Le degré de rugosité de l'écorce influence également la distribution des épiphytes sur les différentes essences ligneuses (Margot

1965). Une écorce très lisse est un obstacle à l'établissement des épiphytes (LeBlanc 1963); seuls les lichens crustacés y abondent. Par contre, les lichens foliacés demandent une meilleure fissuration de l'écorce pour s'établir (Margot 1965). Un jeune phorophyte présente souvent une écorce lisse. Au cours des années, la fissuration de l'écorce augmente, permettant une meilleure adhésion des espèces au substrat et une rétention d'eau plus élevée (Brown 1948).

Le pH de l'écorce est également une cause probable de la spécificité des épiphytes envers l'hôte (Billings et Drew 1938). On remarque les espèces acidophiles, préférant un substrat acide et les espèces neutrophiles, abondant sur les écorces dont le pH s'approche de la neutralité. De fait, les différences majeures de la végétation épiphytique se rencontrent entre les phorophytes à écorces acides (les conifères) et ceux dont l'écorce présente un pH plus élevé, comme c'est le cas chez la majorité des caducifoliés (Billings et Drew 1938; Hale 1952; Culberson 1955; Barkman 1958; Skye 1968).

Outre les caractères de l'écorce du phorophyte, la distribution des épiphytes peut être influencée par les conditions propres à l'environnement ambiant, telles la lumière, l'humidité et la température. Ces conditions ont été gardées relativement constantes au cours de l'échantillonnage car le même type d'habitat (ouvert) fut choisi pour chaque station.

Tous les facteurs mentionnés précédemment peuvent être les causes possibles de la préférence ou de la répulsion d'un épiphyte à l'égard de l'hôte. Le degré d'association ou de dissociation entre l'épiphyte et l'hôte est obtenu grâce à

l'indice d'association interspécifique de Cole (1949).

II Indice d'association interspécifique de Cole.

A. Définition de l'indice.

1. Conditions de base.

L'indice répond aux conditions suivantes (Cole 1949):

-L'échantillonnage (le nombre de stations) n'affecte en rien la mesure du degré d'association. Donc, un échantillonnage restreint ou élaboré n'aura aucune influence sur la validité de la méthode statistique.

-Les valeurs de l'indice (C) sont comprises entre les limites de -1 à +1 (ou -100% à +100%). Elles indiquent respectivement une association négative parfaite (ou dissociation parfaite) et une association positive parfaite. La valeur "0" représente une association due au hasard. Plus précisément, cette valeur apparaît lorsqu'il n'y a aucune association ou dissociation significatives entre les deux espèces.

-La signification statistique de l'indice d'association (C) est vérifiée à l'aide du test du chi-carré (χ^2).

2. Hypothèses et formules mathématiques.

L'étude statistique des couples épiphyte-phorophyte permet la vérification de deux hypothèses. L'hypothèse nulle (H_0) souligne que les épiphytes sont distribués au hasard sur les différentes essences ligneuses. Donc, il n'y a aucune association ou dissociation significatives entre l'épiphyte et l'arbre-hôte. L'hypothèse alternative (H_A) souligne qu'il y a effectivement une association ou

une dissociation significatives entre les deux espèces soumises à l'analyse. Donc, l'épiphyte n'est pas distribué au hasard. Il montre une préférence ou une répulsion à l'égard de l'hôte. Le test du chi-carré (χ^2) permet de déterminer la signification statistique, soit d'accepter ou de rejeter l'hypothèse nulle (H_0).

Afin d'appliquer les formules mathématiques, un tableau à double entrée est dressé pour chaque couple épiphyte-hôte, selon le modèle suivant:

		Espèce B		
		Présente	absente	
Espèce A	Présente	a	b	a+b
	Absente	c	d	c+d
		a+c	b+d	a+b+c+d = n

Par convention, l'espèce A n'apparaît pas dans l'échantillonnage en nombre supérieur à l'espèce B, soit $(a+b) \leq (a+c)$ (Cole 1949). Le coefficient (C) d'association interspécifique et l'écart-type de C (σ) sont alors calculés comme suit:

1. Lorsque $ad \geq bc$

$$C = \frac{ad - bc}{(a+b)(b+d)} \pm \sigma = \sqrt{\frac{(a+c)(c+d)}{n(a+b)(b+d)}} \quad (1)$$

2. Lorsque $ad < bc$ et $a \leq d$

$$C = \frac{ad - bc}{(a+b)(a+c)} \pm \sigma = \sqrt{\frac{(b+d)(c+d)}{n(a+b)(a+c)}} \quad (2)$$

3. Lorsque $ad < bc$ et $a > d$

$$C = \frac{ad - bc}{(b+d)(c+d)} \pm \sigma = \sqrt{\frac{(a+b)(a+c)}{n(b+d)(c+d)}} \quad (3)$$

III Résultats.

A. Données de base et exemple de calcul.

Les données essentielles au calcul de l'indice d'association interspécifique (C) sont (Tableau 6):

-Le nombre d'apparitions d'une espèce sur chaque essence ligneuse.

-Le nombre total d'apparitions d'une espèce, indépendamment de l'essence ligneuse.

-Le nombre d'arbres de chaque essence ligneuse étudiée.

Ces données sont établies pour 20 épiphytes de fréquence supérieure à 6%, sur l'ensemble des essences ligneuses considérées. Comme le souligne Brodo (1961b), une association ou dissociation significatives ne pourront pas être qualifiées ainsi, si le nombre d'apparitions d'un épiphyte est insuffisant. Alors, l'outil statistique ne décèlera pas l'affinité de l'espèce pour l'essence ligneuse considérée. Par contre, l'affinité serait évidente lors d'un échantillonnage plus élaboré de cette espèce.

Un exemple de calcul est donné pour le couple épiphyte-
phorophyte, représenté par Protococcus viridis et Ulmus. La
table suivante, à double entrée, comprend les données néces-
saires au calcul de l'indice d'association (c) et de l'écart-
type (σ). Les données proviennent du tableau 6.

		<u>P. viridis</u>		
		Présente	Absente	
<u>Ulmus</u>	Présente	576	199	775
	Absente	210	97	307
		786	296	1,082

Tableau 6. Le nombre d'apparitions d'une espèce, sur chaque essence ligneuse et le nombre total d'apparitions d'une espèce. Le nombre d'arbres étudiés est indiqué.

TAXA*	Essences ligneuses	<u>Ulmus</u>	<u>Fraxinus</u>	<u>Acer</u>	Total
	Nombre d'arbres	775	123	184	1,082
<i>Protococcus viridis</i>		576	78	132	786
<i>Physcia millegrana</i>		463	65	92	620
<i>Physcia adscendens</i>		428	58	71	557
<i>Physconia grisea</i>		409	71	62	542
<i>Parmelia sulcata</i>		390	59	78	527
<i>Candelaria concolor</i>		368	71	74	513
<i>Physcia orbicularis</i>		278	39	77	394
<i>Xanthoria fallax</i>		248	41	38	327
<i>Physcia aipolia</i>		191	32	31	254
<i>Bacidia chlorococca</i>		150	18	36	204
<i>Physcia stellaris</i>		146	22	26	194
<i>Leskea polycarpa</i>		131	28	23	182
<i>Buellia punctata</i>		141	6	29	176
<i>Lecanora symmicta</i>		99	12	29	140
<i>Rinodina dakotensis</i>		94	14	28	136
<i>Lecanora impudens</i>		79	3	21	103
<i>Parmelia subaurifera</i>		63	6	28	97
<i>Platygyrium repens</i>		56	5	27	88
<i>Graphis scripta</i>		45	5	31	81
<i>Lecanora hageni</i>		55	4	8	67

* fréquence > 6% (Voir tableaux 10 et 11).

Par convention, l'espèce A n'apparaît pas en nombre supérieur à l'espèce B, d'où: $a + b$ (775) \leq $a + c$ (786). Donc, l'espèce A sera représentée par Ulmus et l'espèce B, par Protococcus viridis.

La formule (1) est retenue car ad (576 x 97) $>$ bc (199 x 210). L'indice d'association de ce couple épiphyte-phorophyte est calculé comme suit:

$$C = \frac{ad - bc}{(a+b)(b+d)} = \frac{(576 \times 97) - (199 \times 210)}{(576+199)(199+97)} = 0.0614$$

L'écart-type de l'indice C est calculé comme suit:

$$\sigma = \sqrt{\frac{(a+c)(c+d)}{n(a+b)(b+d)}} = \sqrt{\frac{(576+210)(210+97)}{1,082(576+199)(199+97)}} = 0.0312$$

L'écart-type de C est calculé dans le seul but d'établir la signification statistique de l'indice d'association (C), à l'aide du test du chi-carré (χ^2). Cependant, avec un degré de liberté, caractéristique des tables à double entrée, l'égalité $\chi^2 = T^2$ est observée (Cole 1949). La valeur T du test de Student est calculée comme suit:

$$T = \frac{C}{\sigma} = \frac{0.0614}{0.0312} = 1.9680$$

Puisque $T^2 = \chi^2$, alors la valeur χ^2 est de:

$$(1.9680)^2 = 3.8730$$

La consultation des tables du test du chi-carré, au seuil de probabilité de 5%, avec un degré de liberté, permet enfin de déterminer la signification statistique de l'indice. Puisque la valeur calculée (3.87) est supérieure à celle de la table (3.84), alors on rejette l'hypothèse nulle (H_0) et on accepte l'hypothèse alternative (H_A). Il y a donc une association

significative entre l'orme et le Protococcus viridis. Cette association ($C = 6\%$) est cependant très faible puisqu'une association parfaite serait $+100\%$. Par contre, lorsqu'aucune signification n'est décelée, on accepte l'hypothèse nulle (H_0) et l'espèce est distribuée au hasard sur l'hôte. Elle ne présente donc ni affinité ni répulsion envers l'essence ligneuse considérée.

B. Valeurs de c , σ et la signification statistique de chaque couple épiphyte-phorophyte.

Les valeurs de l'indice d'association interspécifique (c), de l'écart-type (σ), de T (test de Student), de χ^2 (test du chi-carré) et la signification statistique des 60 couples épiphyte-phorophyte sont calculées (Tableau 7). Afin de faciliter la discussion, le tableau 8 donne les indices d'association en pourcentage, pour ces mêmes couples d'espèces. Les valeurs significatives au seuil de probabilité de 5% sont en italiques.

1. Les résultats indiquent que sept épiphytes sont distribués au hasard sur les différentes essences ligneuses. Il n'y a donc aucune association ou dissociation significatives entre les trois phorophytes et Bacidia chlorococca, Lecanora symmicta, Rinodina dakotensis, Parmelia sulcata, Physcia orbicularis, Physcia stellaris et Leskea polycarpa.

2. Par contre, 13 épiphytes ont une association ou dissociation significatives pour une essence ligneuse. Sept espèces possèdent une affinité pour l'orme, une seule est associée au frêne et trois épiphytes sont associés à l'érable. De plus, une seule espèce présente une répulsion à l'égard de

Tableau 7. Signification statistique des indices d'association (C). L'écart-type de l'indice (σ), la valeur T du test de Student, la valeur du chi-carré (χ^2) et la signification statistique (signif.) sont donnés pour chaque espèce, selon les phorophytes Ulmus (Ul.), Fraxinus (Fr.) et Acer (Ac.)

TAXA		C	σ	$C/\sigma = T$	$T^2 = \chi^2$	Signif. (s)
<i>Protococcus viridis</i>	Ul.	0.0614	0.0312	1.9680	3.8730	S
	Fr.	-0.1270	0.0521	-2.4376	5.9419	S
	Ac.	-0.0124	0.0412	-0.3010	0.0906	
<i>Bacidia chlorococca</i>	Ul.	0.0671	0.1002	0.6697	0.4485	
	Fr.	-0.2238	0.1761	-1.2709	1.6152	
	Ac.	0.0088	0.0324	0.2716	0.0738	
<i>Buellia punctata</i>	Ul.	0.2991	0.1096	2.7290	7.4474	S
	Fr.	-0.7001	0.1926	-3.6350	13.2132	S
	Ac.	-0.0311	0.1524	-0.2041	0.0417	
<i>Graphis scripta</i>	Ul.	-0.2244	0.0673	-3.3343	11.1176	S
	Fr.	-0.4570	0.2984	-1.5315	2.3455	
	Ac.	0.2562	0.0484	5.2934	28.0201	S
<i>Lecanora hageni</i>	Ul.	0.3688	0.1880	1.9617	3.8483	S
	Fr.	-0.4748	0.3304	-1.4370	2.0650	
	Ac.	-0.2979	0.2614	-1.1396	1.2987	
<i>Lecanora impudens</i>	Ul.	0.1788	0.1489	1.2008	1.4419	
	Fr.	-0.7438	0.2617	-2.8422	8.0781	S
	Ac.	0.0408	0.0424	0.9623	0.9260	
<i>Lecanora symmicta</i>	Ul.	-0.0127	0.0496	-0.2560	0.6554	
	Fr.	-0.2460	0.2202	-1.1172	1.2481	
	Ac.	0.0447	0.0357	1.2521	1.5678	
<i>Rinodina dakotensis</i>	Ul.	-0.0350	0.0505	-0.6931	0.4804	
	Fr.	-0.0945	0.2239	-0.4221	0.1782	
	Ac.	0.0432	0.0363	1.1901	1.4163	

Tableau 7. (suite)

<i>Candelaria concolor</i>	Ul.	0.0038	0.0509	0.0747	0.0056	
	Fr.	0.1961	0.0806	2.4330	5.9195	S
	Ac.	-0.1518	0.0707	-2.1471	4.6100	S
<i>Parmelia subaurifera</i>	Ul.	-0.0932	0.0610	-1.5279	2.3345	
	Fr.	-0.4559	0.2705	-1.6854	2.8406	
	Ac.	0.1429	0.0439	3.2551	10.5957	S
<i>Parmelia sulcata</i>	Ul.	0.0838	0.0496	1.6895	2.8544	
	Fr.	-0.0152	0.0871	-0.1745	0.0305	
	Ac.	-0.1297	0.0689	-1.8824	3.5434	
<i>Physcia adscendens</i>	Ul.	0.1837	0.0469	3.9168	15.3413	S
	Fr.	-0.0840	0.0824	-1.0194	1.0392	
	Ac.	-0.2504	0.0652	-3.8405	14.7494	S
<i>Physcia aipolia</i>	Ul.	0.1258	0.0872	1.4427	2.0814	
	Fr.	0.0332	0.0470	0.7063	0.4989	
	Ac.	-0.2823	0.1213	-2.3273	5.4163	S
<i>Physcia millegrana</i>	Ul.	0.1075	0.0417	2.5779	6.6456	S
	Fr.	-0.0778	0.0733	-1.0614	1.1266	
	Ac.	-0.1274	0.0580	-2.1966	4.8251	S
<i>Physcia orbicularis</i>	Ul.	-0.0216	0.0366	-0.5902	0.3483	
	Fr.	-0.1293	0.1122	-1.1524	1.3280	
	Ac.	0.0855	0.0508	1.6831	2.8328	
<i>Physcia stellaris</i>	Ul.	0.1280	0.1061	1.2064	1.4554	
	Fr.	-0.0024	0.1816	-0.0132	0.0002	
	Ac.	-0.2119	0.1437	-1.4746	2.1744	
<i>Physconia grisea</i>	Ul.	0.1351	0.0482	2.8029	7.8562	S
	Fr.	0.1529	0.0850	1.7988	3.2357	
	Ac.	-0.3273	0.0670	-4.8851	23.8642	S
<i>Xanthoria fallax</i>	Ul.	0.1485	0.0734	2.0232	4.0933	S
	Fr.	0.0446	0.0559	0.7979	0.6366	
	Ac.	-0.3166	0.1021	-3.1009	9.6156	S
<i>Leskea polycarpa</i>	Ul.	0.0124	0.1074	0.1155	0.0133	
	Fr.	0.0715	0.0382	1.8717	3.5033	
	Ac.	-0.2569	0.1493	-1.7207	2.9608	
<i>Platygyrium repens</i>	Ul.	-0.1116	0.0643	-1.7356	3.0123	
	Fr.	-0.5002	0.2853	-1.7532	3.0737	
	Ac.	0.1648	0.0462	3.5671	12.7242	S

Tableau 8. Les valeurs (%) de l'indice d'association interspécifique de Cole et la signification statistique pour 20 épiphytes observés sur trois essences ligneuses. Les espèces sont rangées selon les types biologiques (T.B.), soit algues (A), lichens crustacés (C), foliacés (F), mousses (M).

TAXA	T.B.	<u>Ulmus</u>	<u>Fraxinus</u>	<u>Acer</u>
<i>Protococcus viridis</i>	A	<u>6.14*</u>	<u>-12.70</u>	-1.24
<i>Bacidia chlorococca</i>	C	6.71	-22.38	0.88
<i>Buellia punctata</i>	C	<u>29.91</u>	<u>-70.01</u>	-3.11
<i>Graphis scripta</i>	C	<u>-22.44</u>	-45.70	<u>25.62</u>
<i>Lecanora hageni</i>	C	<u>36.88</u>	-47.48	-29.79
<i>Lecanora impudens</i>	C	17.88	<u>-74.38</u>	4.08
<i>Lecanora symmicta</i>	C	-1.27	-24.60	4.47
<i>Rinodina dakotensis</i>	C	-3.50	-9.45	4.32
<i>Candelaria concolor</i>	F	0.38	<u>19.61</u>	<u>-15.18</u>
<i>Parmelia subaurifera</i>	F	-9.32	-45.59	<u>14.29</u>
<i>Parmelia sulcata</i>	F	8.38	-1.52	-12.97
<i>Physcia adscendens</i>	F	<u>18.37</u>	-8.40	<u>-25.04</u>
<i>Physcia aipolia</i>	F	12.58	3.32	<u>-28.23</u>
<i>Physcia millegrana</i>	F	<u>10.75</u>	-7.78	<u>-12.74</u>
<i>Physcia orbicularis</i>	F	-2.16	-12.93	8.55
<i>Physcia stellaris</i>	F	12.80	-0.24	-21.19
<i>Physconia grisea</i>	F	<u>13.51</u>	15.29	<u>-32.73</u>
<i>Xanthoria fallax</i>	F	<u>14.85</u>	4.46	<u>-31.66</u>
<i>Leskea polycarpa</i>	M	1.24	7.15	-25.69
<i>Platygyrium repens</i>	M	-11.16	-50.02	<u>16.48</u>

* Les valeurs en italiques et soulignées sont statistiquement significatives au seuil de probabilité de 5%.

l'orme, trois espèces sont dissociées du frêne et six sont dissociées de l'érable.

3. Le degré de l'association est faible. Aucun épiphyte n'atteint une association supérieure à 37%. Le degré de dissociation est également peu élevé. Seulement deux épiphytes présentent une répulsion marquée à l'égard du frêne. Parmi le reste, aucune répulsion n'atteint une valeur supérieure à -33%.

IV Discussion et conclusions.

A. Groupes écologiques définis selon l'association, la dissociation ou l'indifférence des épiphytes à l'égard du phorophyte.

Les épiphytes peuvent être groupés selon leur affinité, leur répulsion ou leur indifférence envers un phorophyte. Six groupes écologiques sont ainsi déterminés (Tableau 9). Quel que soit le groupe considéré, les valeurs significatives de l'indice d'association sont généralement peu élevées. Aucune association parfaite (+100%) ou dissociation parfaite (-100) ne sont décelées, contrairement aux études de Hale (1955), Brodo (1961b) et De Sloover (1964b). On peut déjà supposer que les trois essences ligneuses possèdent des caractères relativement semblables car, en général, aucun épiphyte n'est exclusivement confiné à une seule essence ligneuse. La discussion suivante est basée sur le tableau 9.

Le groupe A est composé d'épiphytes ayant une association ou une dissociation à l'égard d'un seul phorophyte. Parmelia subaurifera et Platygyrium repens ont un faible indice d'association avec l'érable et ils colonisent indifféremment l'orme

Tableau 9. Groupes écologiques basés sur l'association significative, la dissociation significative ou l'indifférence des épiphytes à l'égard des phorophytes. Les valeurs significatives des indices d'association (%) sont en italiques.

TAXA	<u>Ulmus</u>	<u>Fraxinus</u>	<u>Acer</u>	Groupes
<i>Parmelia subaurifera</i>	-9*	-46	<u>14</u>	
<i>Platygyrium repens</i>	-11	-50	<u>16</u>	
<i>Lecanora hageni</i>	<u>37</u>	-47	-30	A.
<i>Physcia aipolia</i>	13	3	- <u>28</u>	
<i>Lecanora impudens</i>	18	- <u>74</u>	4	
<i>Physcia millegrana</i>	<u>11</u>	-8	- <u>13</u>	
<i>Physconia grisea</i>	<u>14</u>	15	- <u>33</u>	B.
<i>Xanthoria fallax</i>	<u>15</u>	4	- <u>32</u>	
<i>Physcia adscendens</i>	<u>18</u>	-8	- <u>25</u>	
<i>Protococcus viridis</i>	<u>6</u>	- <u>13</u>	-1	C.
<i>Buellia punctata</i>	<u>30</u>	- <u>70</u>	-3	
<i>Candelaria concolor</i>	0	<u>20</u>	- <u>15</u>	D.
<i>Graphis scripta</i>	- <u>22</u>	-46	<u>26</u>	E.
<i>Bacidia chlorococca</i>	7	-22	1	
<i>Lecanora symmicta</i>	-1	-25	4	
<i>Leskea polycarpa</i>	1	7	-26	
<i>Parmelia sulcata</i>	8	-2	-13	F.
<i>Physcia orbicularis</i>	-2	-13	9	
<i>Physcia stellaris</i>	13	0	-21	
<i>Rinodina dakotensis</i>	-4	-9	4	

* Les valeurs de C sont arrondies.

ou le frêne. Lecanora hageni possède une association assez faible avec l'orme et une indifférence pour le frêne et l'érable. Physcia aipolia a un degré de répulsion peu élevé envers l'érable et ne présente aucune affinité ou répulsion envers l'orme et le frêne. Enfin, seul Lecanora impudens présente une répulsion marquée pour une essence ligneuse (frêne). Il est cependant distribué au hasard sur l'orme et l'érable. Donc, le degré d'association (positive ou négative) des épiphytes de ce groupe est peu marquée, à l'exception du Lecanora impudens.

Les épiphytes du groupe B présentent tous une très faible association envers l'orme, accompagnée d'une répulsion peu marquée envers l'érable. Aucune affinité (ou répulsion) n'est décelée à l'égard du frêne. Donc, Physcia millegrana, Physconia grisea, Xanthoria fallax et Physcia adscendens présentent des liens interspécifiques faibles envers l'orme et l'érable. De plus, ils sont distribués au hasard sur le frêne.

Le groupe C est formé par Protococcus viridis et par Buellia punctata. Contrairement aux épiphytes du groupe B, ces espèces, associées à l'orme, ont une répulsion à l'égard du frêne et une indifférence envers l'érable. Cependant, le degré de l'association est peu élevé. Seul Buellia punctata présente une répulsion marquée à l'égard du frêne.

Le groupe D se compose d'un seul épiphyte, le Candelaria concolor. Contrairement aux épiphytes des groupes précédents, il ne présente aucune affinité envers l'orme. A cette distribution au hasard s'ajoutent une faible association avec le frêne et une faible dissociation avec l'érable. De tous les épiphytes étudiés, seule Candelaria concolor présente

une affinité à l'égard du frêne.

Le groupe E comprend uniquement le Graphis scripta. Il constitue l'unique espèce ayant une répulsion, d'ailleurs peu marquée, envers l'orme. Son association à l'érable est faible et il ne présente aucune association ou dissociation vis-à-vis du frêne.

Enfin, le groupe F est composé d'épiphytes absolument indifférents, quelque soit l'essence considérée. Aucune association (positive ou négative) n'est décelée parmi ces espèces. Elles sont distribuées au hasard sur les trois phorophytes.

B. Causes hypothétiques des liens interspécifiques.

La variation des caractères physiques (hydrométrie et rugosité des écorces) et chimiques (pH) de l'écorce des trois genres de phorophytes est possiblement responsable de la spécificité (d'ailleurs faible) des épiphytes à l'égard d'une essence ligneuse. Cependant, les différences entre les trois essences ne sont, en aucun cas, assez marquées pour permettre une spécificité rigoureuse, comme l'indiquent les résultats. La complexité des exigences écologiques (souvent inconnues) d'une espèce, mène à des variations mineures de la végétation épiphytique des différents phorophytes. Puisqu'aucune préférence marquée n'est décelée chez les 20 épiphytes étudiés, ces variations sont, de toute évidence, d'ordre secondaire.

Malgré la diversité des caractères physico-chimiques des écorces, le degré de liaison épiphyte-hôte paraît contrôlé, en ordre principal, par les conditions globales du milieu (De Sloover 1964b). Donc, le choix d'un habitat écologiquement semblable, pour cette étude, aura permis

d'atténuer, en partie, les différences de la végétation épiphytique. Selon Hale (1955), l'environnement et la spécificité de l'épiphyte pour l'hôte sont conjointement responsables du changement de la végétation épiphytique des différents relevés. Selon Culberson (1955), il existe une différence évidente entre la végétation des conifères et celles des caducifoliés.

Brown (1948) n'observe aucune spécificité rigoureuse, entre les couples épiphyte-hôte, à l'exception de quelques lichens caractéristiques des conifères. Selon Phillips (1951), le phorophyte joue uniquement un rôle de support. Il affirme que les associations de bryophytes apparaissent sur la majorité des essences ligneuses, lorsque l'humidité du microenvironnement est élevée.

Par contre, Billings et Drew (1938) affirment que la distribution des bryophytes est influencée par la capacité de rétention d'eau et en second ordre, par le pH de l'écorce. Ils observent également que les différences majeures de la végétation épiphytique se rencontrent entre les conifères et les arbres à feuilles caduques. Patterson (1940) observe que la capacité de rétention d'eau de l'écorce est un facteur primordial, limitant la distribution des bryophytes.

C. Equivalence des substrats.

L'étude statistique révèle un faible degré de liaison ou de répulsion, chez 13 espèces, à l'égard d'une essence ligneuse et sept épiphytes sont totalement indifférents, quelque soit le phorophyte considéré. De plus, l'orme est le phorophyte le plus souvent étudié et la majorité des

espèces ne présentent aucune répulsion à l'égard de cette essence ligneuse.

Au cours de l'échantillonnage, les conditions globales du microenvironnement de l'épiphyte et les caractères physiques de l'écorce ont été gardés relativement constants. Ainsi, les trois essences ligneuses, représentées par l'orme, le frêne et l'érable, portent sensiblement la même végétation épiphytique, comme l'indiquent les résultats. Cette observation a déjà été confirmée par des études environnementales. Skye (1968) affirme que Ulmus, Fraxinus et Acer présentent des substrats équivalents pour la végétation épiphytique et peuvent se remplacer l'un l'autre sans inconvénient. LeBlanc et De Sloover (1970, 1972) confirment les observations de Skye (1968) lors de leur étude de la région de Montréal. Ces trois essences ligneuses sont retenues (en plus du Populus canadensis), pour étudier la végétation épiphytique de ce milieu contaminé. Daly (1970) étudie l'effet de la pollution atmosphérique de Christchurch (Nouvelle-Zélande) sur les épiphytes, à l'aide de plusieurs phorophytes, incluant l'orme, le frêne et l'érable.

Donc, on peut conclure que l'orme, le frêne et l'érable constituent, à l'égard des épiphytes, des substrats relativement équivalents. Il est ainsi possible d'étudier l'effet de l'environnement urbain sur les cryptogames, à l'aide de ces trois essences ligneuses.

Troisième partie: L'impact urbain sur la
végétation épiphytique, étudié grâce à l'indice
de pureté atmosphérique (I.P.A.).

I Résultats.

A. Analyse des paramètres phytosociologiques.

1. Distribution des stations (Figure 3).

Les stations sans lichens ni bryophytes, situées au centre urbain, forment 6.5% des sites étudiés. Cependant, l'algue Protococcus viridis est omniprésente, elle abonde autant au centre urbain qu'en bordure de la ville. Il n'a pas été possible de suivre avec précision la distribution initiale des stations, à partir de la grille cartographique. L'absence de phorophytes, les sites ne répondant pas aux conditions écologiques qui avaient été convenues pour le choix des stations sont autant de facteurs restrictifs qui ont mené à une légère modification de la distribution originale.

2. Distribution des phorophytes (Figure 4).

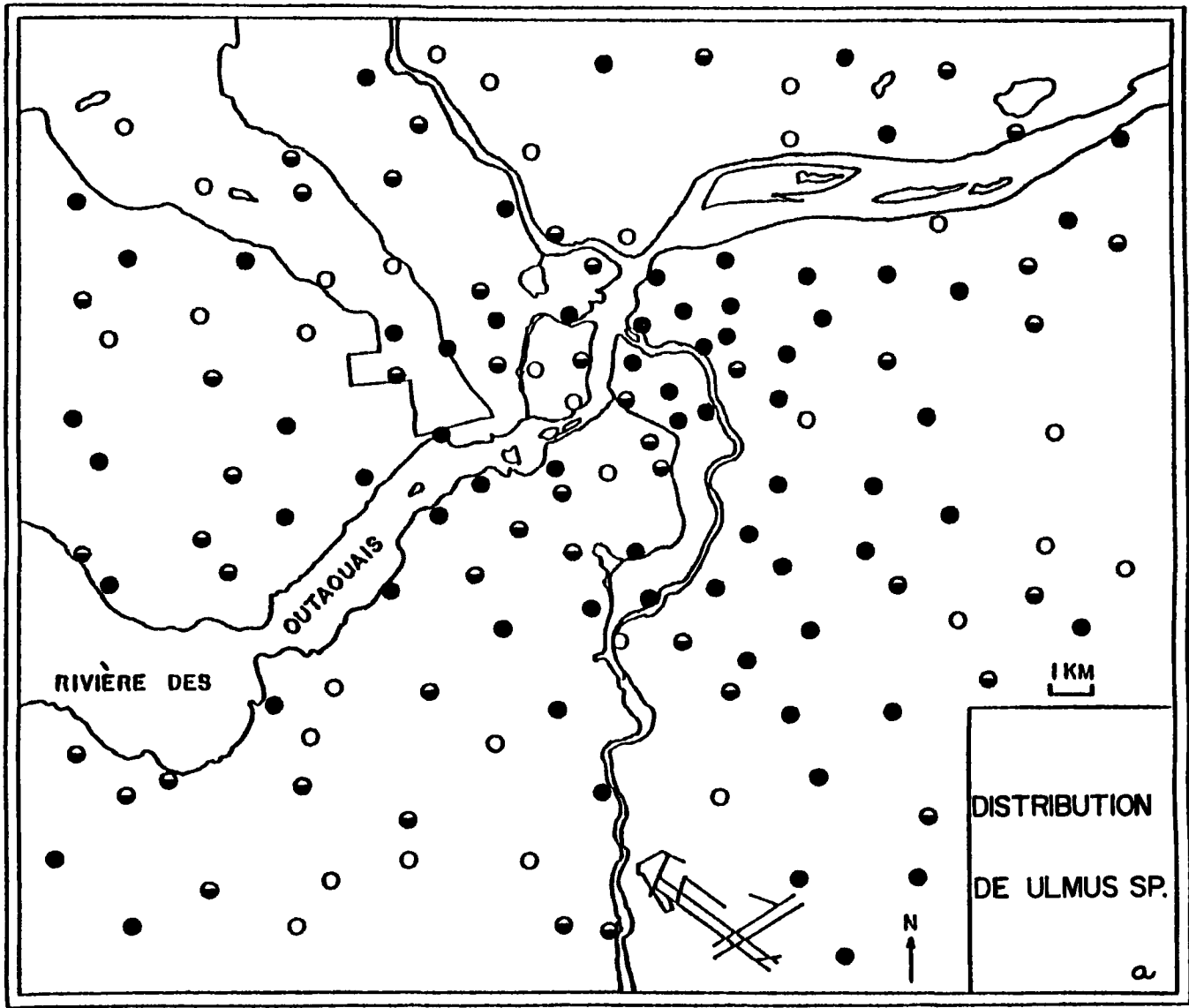
L'orme est de loin le phorophyte le plus abondant. Il constitue 72% des 1,082 arbres étudiés et est présent dans 145 stations. La végétation épiphytique abondante qu'il porte en milieu non pollué et sa préférence pour les habitats bien illuminés, tels les champs, en font le phorophyte isolé par excellence. L'érable constitue 17% des arbres étudiés, on le remarque dans 51 stations. Il côtoie le plus souvent l'orme dans les parcs ou en bordure des routes. Le frêne représente 11% des phorophytes et on le remarque dans

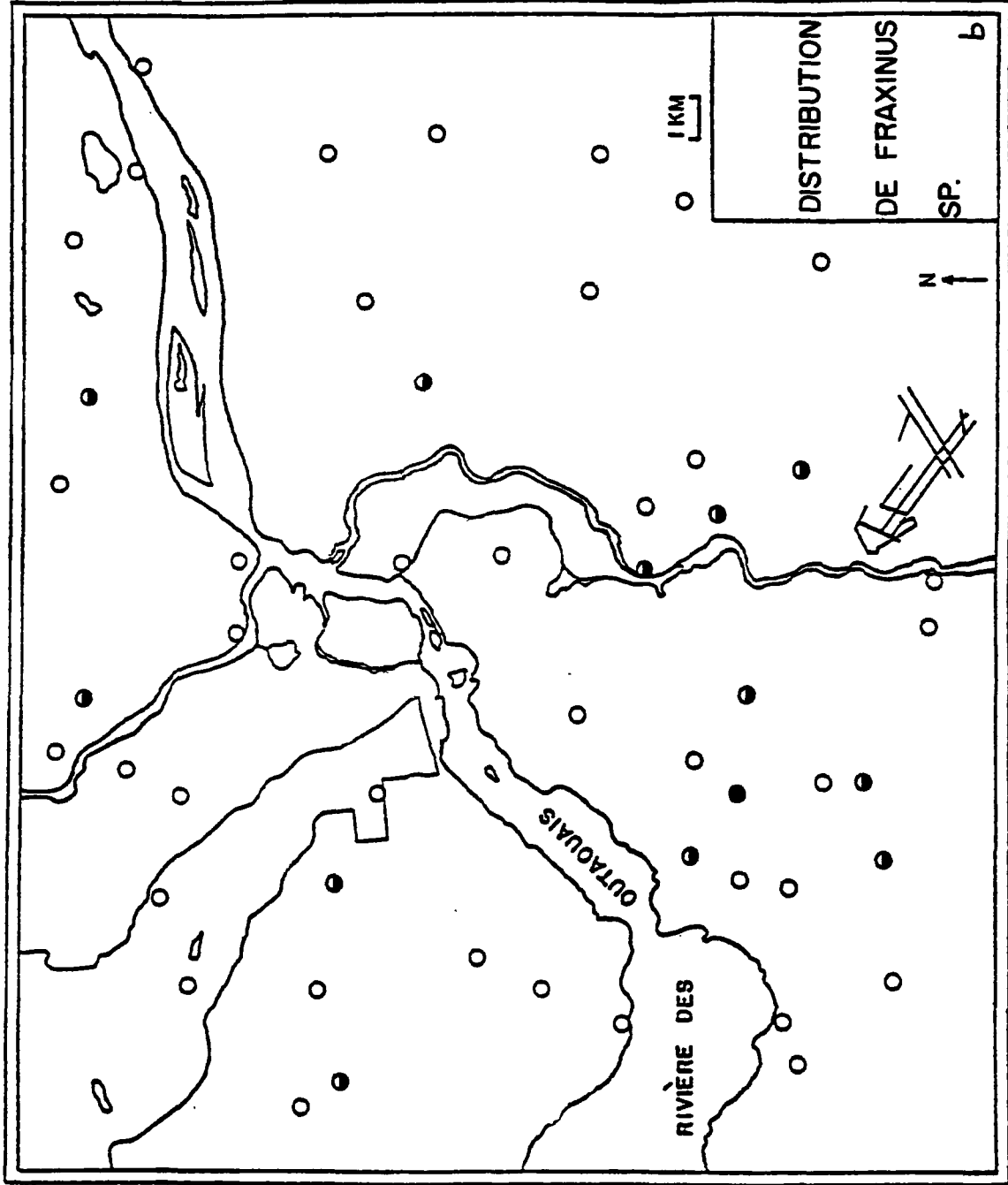
Figure 4. Distribution des différents phorophytes:

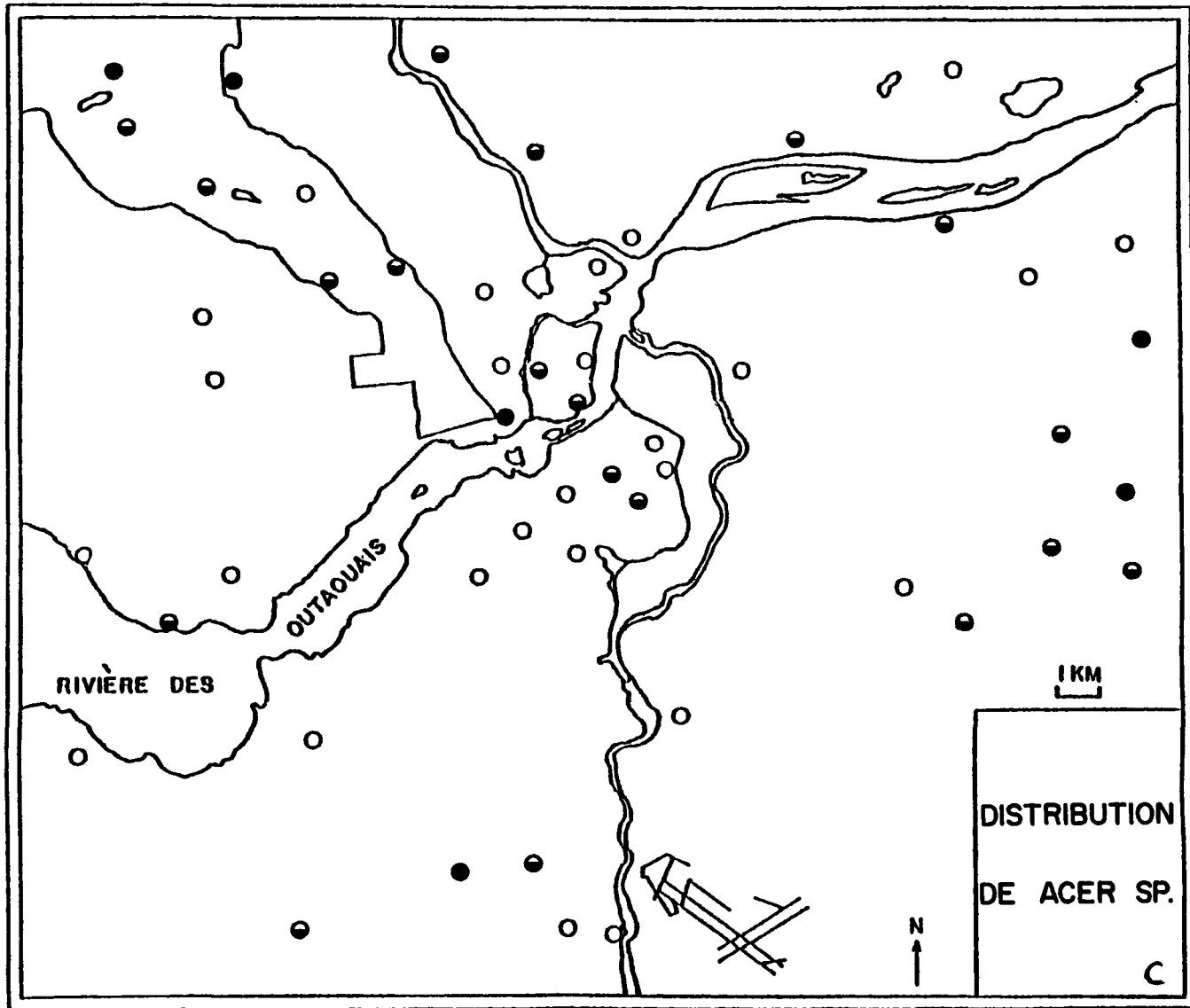
a) Ulmus sp. b) Fraxinus sp. c) Acer sp.

Les symboles représentent:

- Stations dont tous les phorophytes sont du genre considéré.
- ◐ Stations ayant au moins 4 phorophytes du genre considéré.
- Stations ayant 3 phorophytes ou moins, du genre considéré.







le même nombre de stations que l'érable. On le trouve souvent en rangée le long des routes. Seulement six stations se composent exclusivement d'érables et une seule est formée exclusivement de frênes.

3. Végétation épiphytique.

a) Le nombre d'espèces.

Les lichens crustacés, foliacés et fruticuleux, représentés respectivement par 28, 22 et cinq espèces, prédominent sur le tronc des phorophytes étudiés. Les bryophytes, généralement observés à la base du phorophyte, comprennent 34 espèces de mousses et seulement quatre espèces d'hépatiques. Les épiphytes sont le plus souvent accompagnés de l'algue Protococcus viridis. Au total, 94 espèces sont observées dans la région outaouaise (Tableaux 10 et 11). Ce nombre ne reflète pas l'ensemble de la flore épiphytique du territoire. Il représente uniquement les espèces caractéristiques des phorophytes isolés répondant aux conditions écologiques de base. Les sites d'échantillonnage portent une moyenne de 14.4 espèces. Le nombre moyen de lichens et l'algue pour chaque station s'élève à 12.1 et celui des bryophytes n'atteint que 2.3 espèces.

b) La fréquence.

L'algue Protococcus viridis possède la fréquence (%) la plus élevée; on la retrouve sur 72.6% des 1,082 phorophytes étudiés (Tableaux 10 et 11). Physcia millegrana, Physcia adscendens, Physconia grisea, Parmelia sulcata et Candelaria concolor représentent les lichens foliacés de fréquence supé-

Tableau 11. Résumé des données phytosociologiques de l'aire d'étude, représentées par les formes biologiques (P.B.), le nombre de phorophytes où l'espèce apparaît (PH.), la fréquence en pourcentage (Fréq.), l'indice écologique (Q) et le recouvrement moyen de chaque espèce (bryophytes) pour chacun des 153 stations.

TAXA (bryophytes)	P.B.	PH.	Fréq.*	Q	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
<i>Leskea polycarpa</i>	M	102	16.82	17.91	0.86			1.67		0.43	1.17	0.86	1.71	0.71				0.71			3.71	0.57	1.57	0.86	0.43		0.43	0.43		0.29	2.00	
<i>Platygygium serpens</i>	M	88	8.13	19.74	0.57		0.29	0.33			1.50	0.29	0.57	0.71								0.43			1.57	1.00						
<i>Brachythecium salebraosum</i>	M	51	4.71	19.53	0.57								0.43																		0.29	
<i>Amblystegium serpens</i>	M	40	3.70	19.12					0.43		0.83	0.29		0.29								0.29					0.29					
<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	M	27	2.50	20.73				0.50			0.50			2.71																		
<i>Orthotrichum pumilum</i>	M	18	1.66	21.31										0.43													0.43		0.43			
<i>Pyloisella polyantha</i>	M	16	1.48	22.00							0.33	0.57									0.29						0.43		0.29			
<i>Hypnum pallens</i>	M	13	1.20	18.00																												
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	M	10	0.92	22.20										0.29																		
<i>Leskeella nervosa</i>	M	10	0.92	20.60							0.33																					
<i>Brachythecium sp.</i>	M	10	0.92	19.88	0.29									0.43							0.71		0.43									
<i>Brachythecium reflexum</i>	M	10	0.92	22.00																												
<i>Homomallium adnatum</i>	M	9	0.83	17.67																	0.29						0.43				0.14	
<i>Ctenodon purpureus</i>	M	8	0.74	21.63			0.29				0.33																					
<i>Faullania eboracensis</i>	F	7	0.65	19.29																												0.29
<i>Leptodictyum alpinum</i>	M	6	0.55	22.25																				0.43								
<i>Brachythecium velutinum</i>	M	6	0.55	15.33																												
<i>Brachythecium oxycladon</i>	M	6	0.55	24.33	0.29									0.29										0.29								
<i>Amblystegium junatzenum</i>	M	6	0.55	17.83																												
<i>Amblystegium sp.</i>	M	5	0.46	21.50																					0.43							
<i>Campyllum hispidulum</i>	M	4	0.37	21.75					0.33																							
<i>Brachythecium acuminatum</i>	M	3	0.28	21.00																												
<i>Amblystegium vaxillum</i>	M	3	0.28	14.67																												
<i>Porella platyphylloidea</i>	F	2	0.18	23.00																												
<i>Leucodon brachypus var. andrewsianus</i>	M	2	0.18	22.00																												
<i>Drepanocladus inclinatulus</i>	M	2	0.18	21.00																												
<i>Tortula muralis</i>	M	1	0.09	22.50																												
<i>Radula sp.</i>	F	1	0.09	15.00																												
<i>Radula complurata</i>	F	1	0.09	21.00																												
<i>Plagiobothrium laetum</i>	M	1	0.09	22.00																												
<i>Pinguicula denticulatum</i>	M	1	0.09	17.00																												
<i>Hypnum cupressiforme</i>	M	1	0.09	22.00																												
<i>Dicranum viride</i>	M	1	0.09	15.00																												
<i>Chetoneuron filicinum var. curvicaule</i>	M	1	0.09	31.00																				0.43								
<i>Bryum capillare</i>	M	1	0.09	28.00								0.33																				
<i>Bryum argenteum</i>	M	1	0.09	2.00																												
<i>Anomodon rugelii</i>	M	1	0.09	21.00																												
<i>Anomodon macrosporus</i>	M	1	0.09	21.00																												
nombre d'épiphytes/station					5	0	2	4	1	1	8	5	5	6	0	0	0	1	0	0	4	3	3	8	2	0	5	4	1	1	3	1

* nombre de phorophytes où l'espèce apparaît x 100
nombre total de phorophytes

M : Murale

F : Hépatique

No. S. : nombre de stations où l'espèce est présente

rieure à 40%. Aucun lichen crustacé n'atteint une fréquence supérieure à 18.9% et celle des lichens fruticuleux se limite à 1.4%.

Parmi les 38 bryophytes, la grande majorité (30 espèces) ont été observés à quelques reprises seulement (fréquence < 1%) et constituent une partie infime des épiphytes caractéristiques des phorophytes isolés. Leskea polycarpa et Platygyrium repens sont les deux espèces les plus fréquentes parmi les bryophytes. Chez les hépatiques, aucune espèce n'atteint une valeur de 1%. Donc, si l'on se réfère au pourcentage d'apparition de chaque espèce, on constate la prédominance de l'algue et des lichens, principalement des lichens foliacés.

c) L'indice écologique (ou facteur de résistance).

Les indices écologiques (Q) de chaque espèce représentent le nombre moyen d'espèces accompagnant l'espèce soumise à l'analyse (Tableaux 10 et 11). Par exemple, le Protococcus viridis apparaît dans 153 stations, où il est accompagné d'un total de 2,067 espèces. Le rapport entre le nombre d'espèces compagnes et le nombre de stations donne la valeur de l'indice écologique, soit 13.51. Le tableau 12 montre les valeurs des indices, en ordre croissant, pour 38 espèces (fréquence > 1%). Les indices des espèces rares (fréquence < 1%) sont omis car le peu d'observations ne permet pas une généralisation de la toxitolérance de ces espèces.

Les indices s'échelonnent de 13.5 à 24.4 (Tableau 12). L'algue possède l'indice le plus bas. Les lichens foliacés

Tableau 12. Les indices écologiques (Q), en ordre croissant, des espèces dont la fréquence est supérieure à 1%.

TAXA	S*	N**	Q
<i>Protococcus viridis</i>	153	2,067	13.51
<i>Parmelia sulcata</i>	125	1,930	15.44
<i>Physcia millegrana</i>	128	1,992	15.56
<i>Physcia adscendens</i>	122	1,962	16.08
<i>Candelaria concolor</i>	122	1,973	16.17
<i>Physconia grisea</i>	123	2,002	16.28
<i>Bacidia chlorococca</i>	75	1,252	16.69
<i>Xanthoria fallax</i>	101	1,712	16.95
<i>Physcia orbicularis</i>	104	1,821	17.51
<i>Leskea polycarpa</i>	78	1,397	17.91
<i>Hypnum pallescens</i>	9	162	18.00
<i>Lecanora hageni</i>	46	838	18.22
<i>Physcia aipolia</i>	90	1,644	18.27
<i>Physcia stellaris</i>	81	1,484	18.32
<i>Rinodina dakotensis</i>	57	1,046	18.35
<i>Lecanora impudens</i>	58	1,082	18.66
<i>Parmelia subaurifera</i>	49	933	19.04
<i>Amblystegium serpens</i>	33	631	19.12
<i>Lepraria sp.</i>	15	287	19.13
<i>Buellia punctata</i>	72	1,383	19.21
<i>Lecanora symmicta</i>	59	1,135	19.24
<i>Physcia dubia</i>	12	233	19.42
<i>Brachythecium salebrosum</i>	36	703	19.53

Tableau 12. (suite)

<i>Platygyrium repens</i>	47	928	19.74
<i>Caloplaca cerina</i>	22	448	20.36
<i>Graphis scripta</i>	44	896	20.36
<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	15	311	20.73
<i>Arthonia caesia</i>	14	291	20.79
<i>Parmelia rufecta</i>	21	440	20.95
<i>Parmelia caperata</i>	31	659	21.26
<i>Orthotrichum pumilum</i>	16	341	21.31
<i>Caloplaca holocarpa</i>	25	535	21.40
<i>Ochrolechia androgyna</i>	7	150	21.43
<i>Physcia ciliata</i>	13	281	21.62
<i>Pylaisiella polyantha</i>	14	308	22.00
<i>Buellia stillingiana</i>	22	488	22.18
<i>Candelariella xanthostigma</i>	17	396	23.29
<i>Ramalina fastigiata</i>	10	244	24.40

*S : nombre de stations où l'espèce apparaît.

**N : Σ nombre d'espèces - 1 de chaque station où l'espèce apparaît.

importants, soit Parmelia sulcata, Physcia millegrana, Physcia adscendens, Candelaria concolor et Physconia grisea possèdent également des indices écologiques faibles. Par contre, Ramalina fastigiata, lichen fruticuleux, possède l'indice le plus élevé.

d) Le recouvrement moyen.

La couverture-abondance moyenne de chaque espèce, (selon l'échelle de Domin) est calculée (Tableaux 10 et 11) pour chacun des sites d'échantillonnage. La moyenne représente le rapport entre la somme des valeurs de couverture-abondance de l'espèce pour une station donnée, et le nombre de phorophytes dans la station. De plus, le recouvrement moyen de chaque espèce pour l'ensemble des stations (Tableau 13) permet de définir les espèces ayant le recouvrement le plus élevé sur les phorophytes étudiés. Les espèces de recouvrement moyen inférieur à 0.05 sont exclues de ce tableau.

Des 94 espèces observées, seulement 31% présentent un recouvrement supérieur ou égal à 0.05. L'algue Protococcus viridis domine ainsi que les lichens foliacés, tels Physcia millegrana, Physcia adscendens, Physconia grisea, Parmelia sulcata, Candelaria concolor et Physcia orbicularis. Les lichens crustacés présentent un recouvrement inférieur aux lichens foliacés; Bacidia chlorococca est l'espèce la mieux représentée. La grande majorité des mousses, ainsi que les hépatiques et les lichens fruticuleux possèdent un recouvrement négligeable (moins de 0.05).

On peut donc affirmer que l'algue et les lichens mentionnés précédemment présentent un recouvrement appréciable

Tableau 13. Recouvrement total et moyen, en ordre décroissant, pour l'ensemble des stations.

TAXA ¹	R ² _{tot}	R ³ _m
<i>Protococcus viridis</i>	437.3	2.82
<i>Physcia millegrana</i>	399.9	2.58
<i>Physcia adscendens</i>	289.3	1.87
<i>Physconia grisea</i>	241.9	1.56
<i>Parmelia sulcata</i>	232.7	1.50
<i>Candelaria concolor</i>	196.4	1.27
<i>Physcia orbicularis</i>	174.4	1.13
<i>Xanthoria fallax</i>	120.1	0.77
<i>Physcia aipolia</i>	112.9	0.73
<i>Bacidia chlorococca</i>	101.5	0.65
<i>Physcia stellaris</i>	74.7	0.48
<i>Leskea polycarpa</i>	70.5	0.45
<i>Buellia punctata</i>	63.4	0.41
<i>Rinodina dakotensis</i>	45.6	0.29
<i>Lecanora symmicta</i>	33.3	0.21
<i>Platygyrium repens</i>	32.4	0.21
<i>Lecanora impudens</i>	30.0	0.19
<i>Parmelia subaurifera</i>	26.9	0.17
<i>Graphis scripta</i>	26.6	0.17
<i>Lecanora hageni</i>	22.0	0.14
<i>Brachythecium salebrosum</i>	17.0	0.11
<i>Parmelia rudecta</i>	12.8	0.08

Tableau 13. (suite)

<i>Caloplaca holocarpa</i>	12.5	0.08
<i>Amblystegium serpens</i>	12.4	0.08
<i>Buellia stillingiana</i>	11.8	0.08
<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	10.9	0.07
<i>Parmelia caperata</i>	9.3	0.06
<i>Lepraria sp.</i>	7.9	0.05
<i>Physcia ciliata</i>	7.2	0.05

¹ Les espèces ayant un recouvrement moyen ≥ 0.05 .

² $R_{\text{tot}} = \Sigma \text{ recouvrement moyen/station}$

³ $R_m = \Sigma \frac{\text{recouvrement moyen/station}}{\text{nombre total de stations}}$

alors que la majorité des bryophytes occupent une fraction peu importante du tronc des phorophytes isolés.

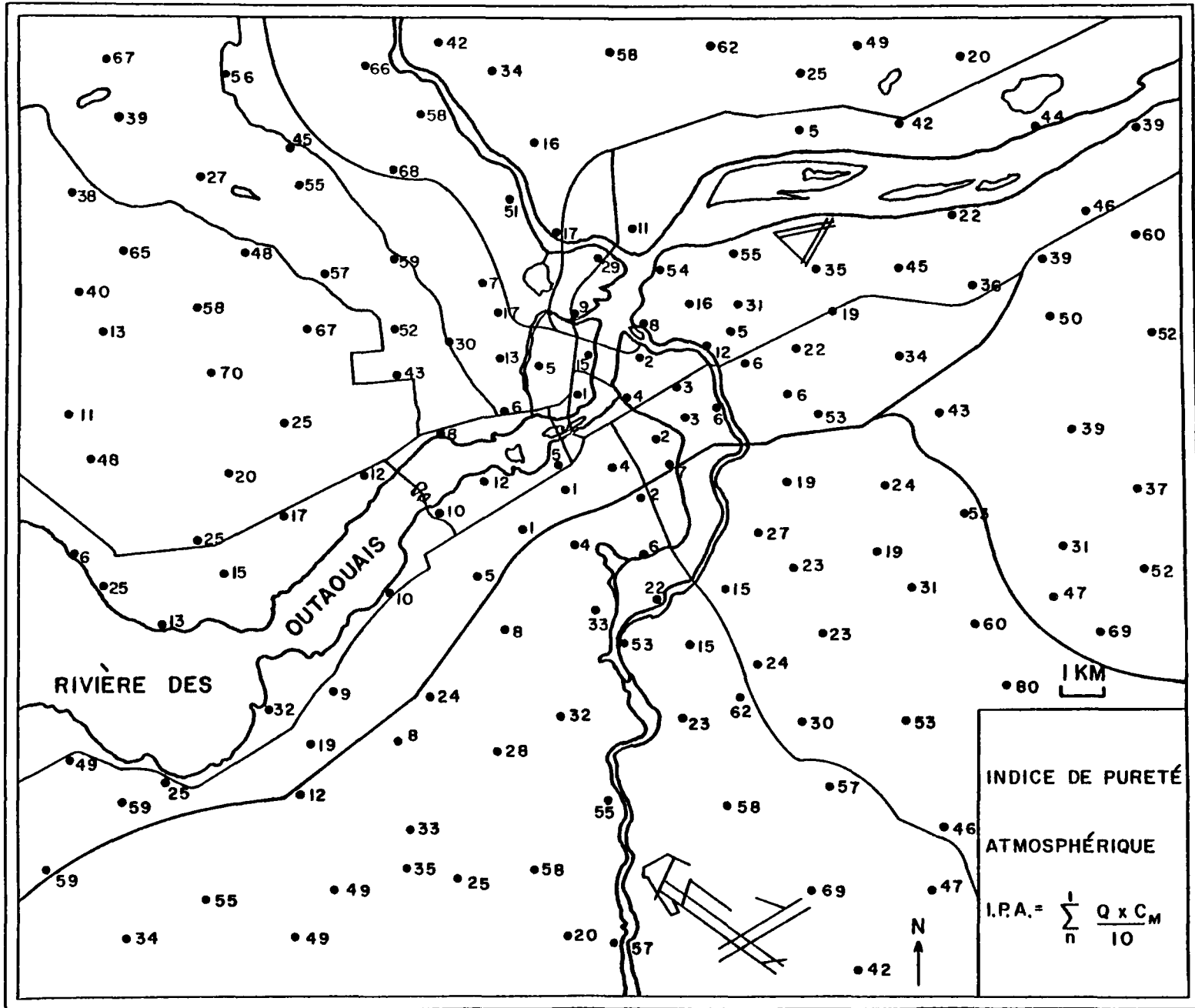
B. Synthèse de la végétation épiphytique.

1. L'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.).

Un I.P.A. a été déterminé pour chacun des sites d'échantillonnage (figure 5). L'indice englobe le recouvrement moyen (Cm) et l'indice écologique de chaque espèce, ainsi que le nombre d'espèces (n) dans la station. Les I.P.A. obtenus varient de un à 80, avec une moyenne de 31 pour l'ensemble des stations étudiées. Les I.P.A. déterminés pour les relevés du centre urbain sont de beaucoup inférieurs à cette moyenne. Ils augmentent progressivement lorsque l'on s'éloigne du foyer ou noyau de pollution. Des valeurs supérieures à la moyenne sont atteintes en bordure de la ville, à l'exception de quelques sites au nord-est, à l'ouest et au sud de la région.

Au centre-ville, les indices de pureté atmosphérique de 1 à 6.49, forment le premier intervalle, alors que les valeurs supérieures à la moyenne forment le dernier groupe d'indices. Le premier intervalle est déterminé en fonction des I.P.A. les plus bas et en fonction de la situation du noyau urbain. Les intervalles subséquents suivent une simple progression arithmétique. Ces intervalles, soit des I.P.A. de 1 à 6.49, de 6.50 à 16.49, de 16.50 à 31.49 et supérieurs à 31.49 laissent apparaître quatre zones isotoxiques dans la région de la Capitale nationale. La végétation épiphytique y est [soit très pauvre, ou pauvre, ou

Figure 5. Indices de pureté atmosphérique obtenus pour chacun des sites d'échantillonnage.



bien représentée ou abondante, selon le cas.

2. La cartographie.

Le tracé des isoplètes permet de délimiter les zones isotoxiques sur la carte du territoire (figure 6).

1) Zone I (indices de 1 à 6.49): végétation épiphytique très pauvre. L'impact urbain y est sévère (Appendice, figure 32).

2) Zone II (indices de 6.50 à 16.49): végétation épiphytique pauvre. L'impact urbain est toujours élevé à cet endroit.

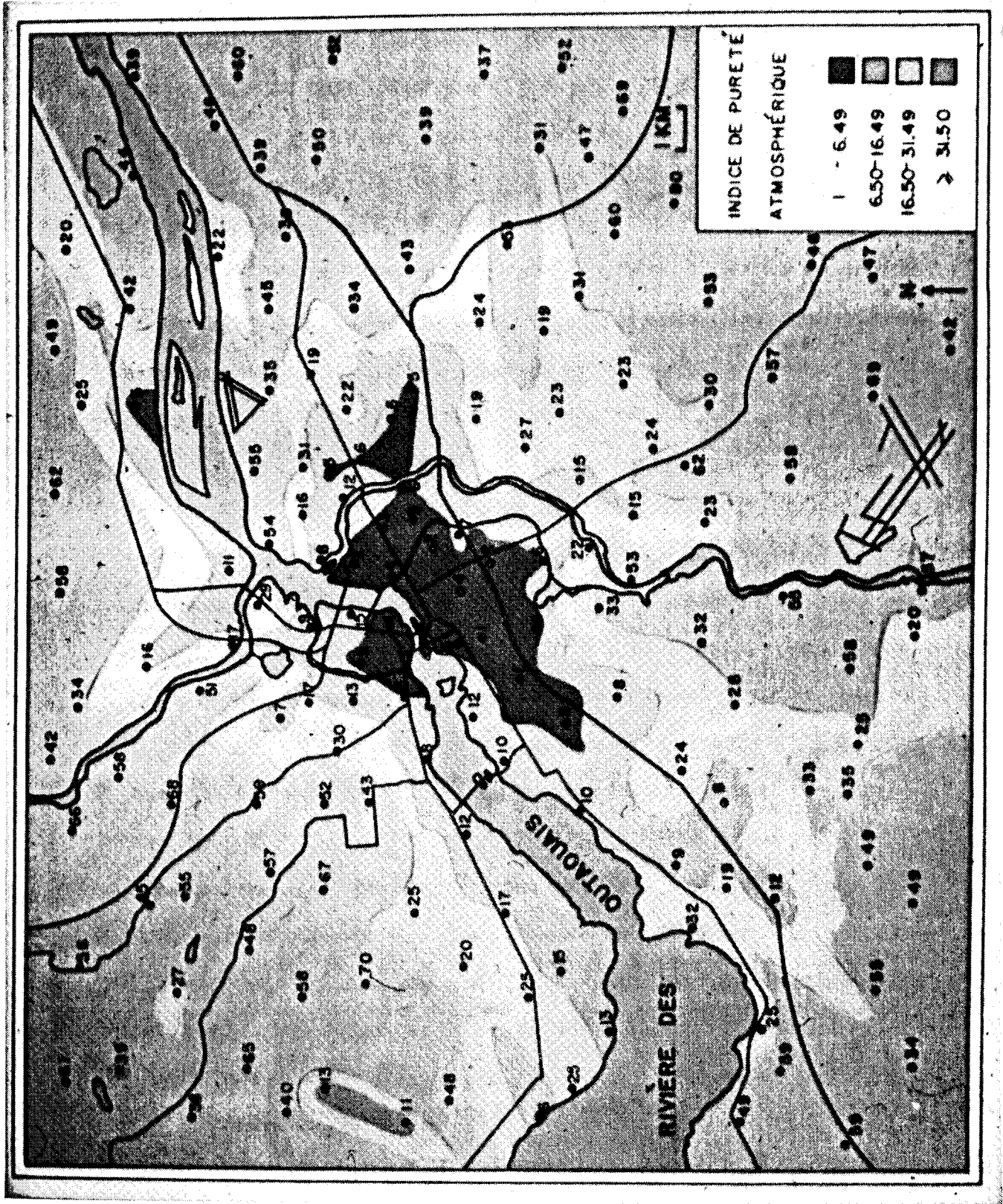
3) Zone III (indices de 16.50 à 31.49): végétation épiphytique relativement bien représentée. L'impact urbain est moins important dans ce secteur.

4) Zone IV (indices \geq 31.50): végétation épiphytique riche, abondante et même exceptionnelle à certains endroits. La qualité de l'air y est satisfaisante (Appendice, figure 33).

Le nombre de stations, comprises dans chaque zone isotoxique, augmente de la zone I à la zone IV. Ces zones comprennent respectivement 23, 25, 34 et 73 stations. Par conséquent, la superficie occupée par chaque zone isotoxique croît de la zone I à la zone IV.

La zone I comprend les secteurs d'activités intenses de l'île de Hull et de la cité d'Ottawa. Elle se prolonge au sud de la cité de Vanier. On la retrouve près de l'usine des pâtes et papier de la ville de Gatineau et elle couvre une superficie négligeable dans la ville d'Aylmer.

Figure 6. Zones isotoxiques obtenues, selon les indices de pureté atmosphérique.



INDICE DE PURETE

ATMOSPHERIQUE

- 1 - 6.49
- 6.50-16.49
- 16.50-31.49
- > 31.50

RIVIERE DES

OUTAOUAIS

1 KM

La zone II comprend les secteurs urbanisés situés le long de la rivière des Outaouais, de la ville de Gatineau jusqu'aux limites de celle d'Aylmer. Deux superficies isolées se trouvent au centre et au nord de cette agglomération. Du côté ontarien, elle borde la zone isotoxique centrale de la cité de Vanier à l'est, jusqu'au nord des secteurs industriels du sud-est. Elle longe le lac Dows et s'étend finalement vers le sud-ouest jusqu'aux limites du comté de Nepean.

La zone III s'étend sur des régions urbanisées au nord de la ville de Gatineau et de la cité de Hull, jusqu'au nord de la ville d'Aylmer. Deux sections isolées se trouvent au nord de la ville d'Aylmer et dans le parc de la Gatineau. Du côté ontarien, elle longe la deuxième zone isotoxique, du village de Rockcliffe jusqu'au sud des régions industrialisées. Elle s'étend au sud du lac Dows et finalement vers le sud-ouest, avec un prolongement vers le sud du territoire.

La zone IV comprend la majorité des régions non urbanisées au nord des villes de Gatineau, Aylmer et de la cité de Hull. Du côté ontarien, elle comprend une partie des comtés de Gloucester et de Nepean, ainsi qu'Ottawa-sud. Elle pénètre près du centre d'Ottawa grâce aux secteurs non urbanisés du parc et de l'aéroport de Rockcliffe. Une superficie négligeable, située dans la troisième zone, fait partie du parc de Britannia, à l'ouest.

C. Sensibilité différentielle de quelques espèces.

Contrairement à la synthèse cartographique menant à la formation des zones isotoxiques, les cartes de distribution permettent d'observer le degré de pénétration de chaque espèce vers le centre urbain. Il est donc possible de déterminer la toxitolérance ou la sensibilité de chacune des espèces, face à l'impact urbain. Ces cartes sont d'une grande valeur car elles permettent de comparer, lors d'études subséquentes du territoire, les changements de distribution des épiphytes au cours des années.

Les cartes (figures 7 à 21) laissent voir la sensibilité différentielle des épiphytes sous l'influence des polluants atmosphériques. Ces espèces sont caractéristiques de différentes zones isotoxiques. Par exemple, le Ramalina fastigiata est confiné à la quatrième zone, le Parmelia caperata, Parmelia rudecta et Caloplaca holocarpa atteignent la troisième zone mais sont absents des zones I et II, et ainsi de suite. Toutes les espèces indiquées sur ces cartes sont bien représentées dans la région outaouaise (Brodo 1967a, b, 1972; Ireland et Cain 1975), en milieu non pollué. Leur répartition sur le territoire ne sera, en aucun cas, influencée par leur distribution géographique.

Les cartes de distribution montrent le recouvrement par l'espèce, noté à l'aide de trois symboles. Ils représentent une couverture-abondance faible ($< 0.5 = \bullet$), moyenne ($0.5-3 = \circ$) ou élevée ($> 3 = \bigcirc$). Le symbole "0" indique que l'espèce est absente de ce relevé. La zone iso-

toxique centrale, obtenue par la méthode de l'indice de pureté atmosphérique, est tracée afin de donner une meilleure perception du centre urbain. Seule la distribution des espèces importantes de chacune des zones isotoxiques est illustrée sur ces cartes.

Figure 7. Distribution de Parmelia sulcata.

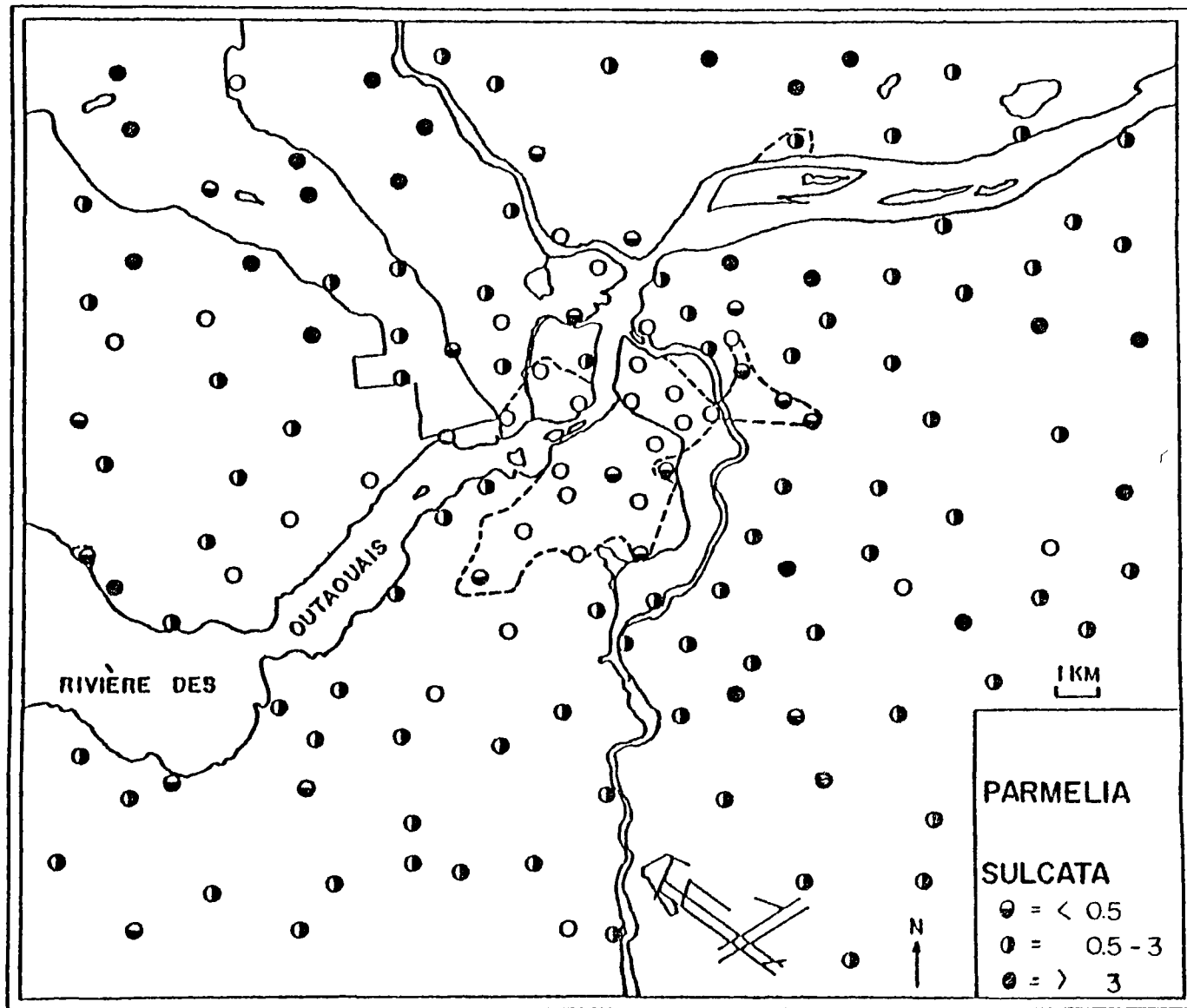


Figure 8. Distribution de Physcia millegrana.

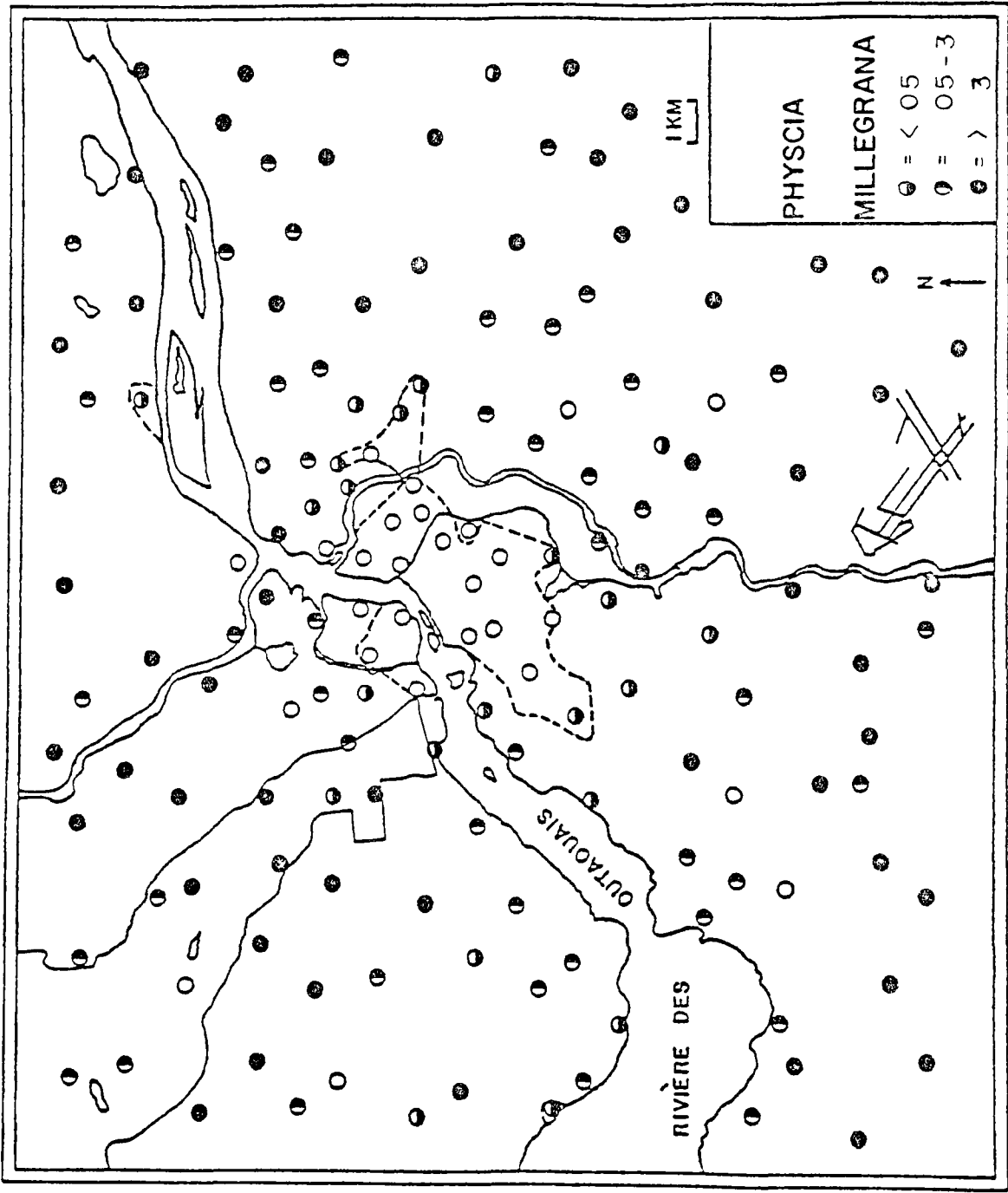


Figure 9. Distribution de Phyrcia adscendens.

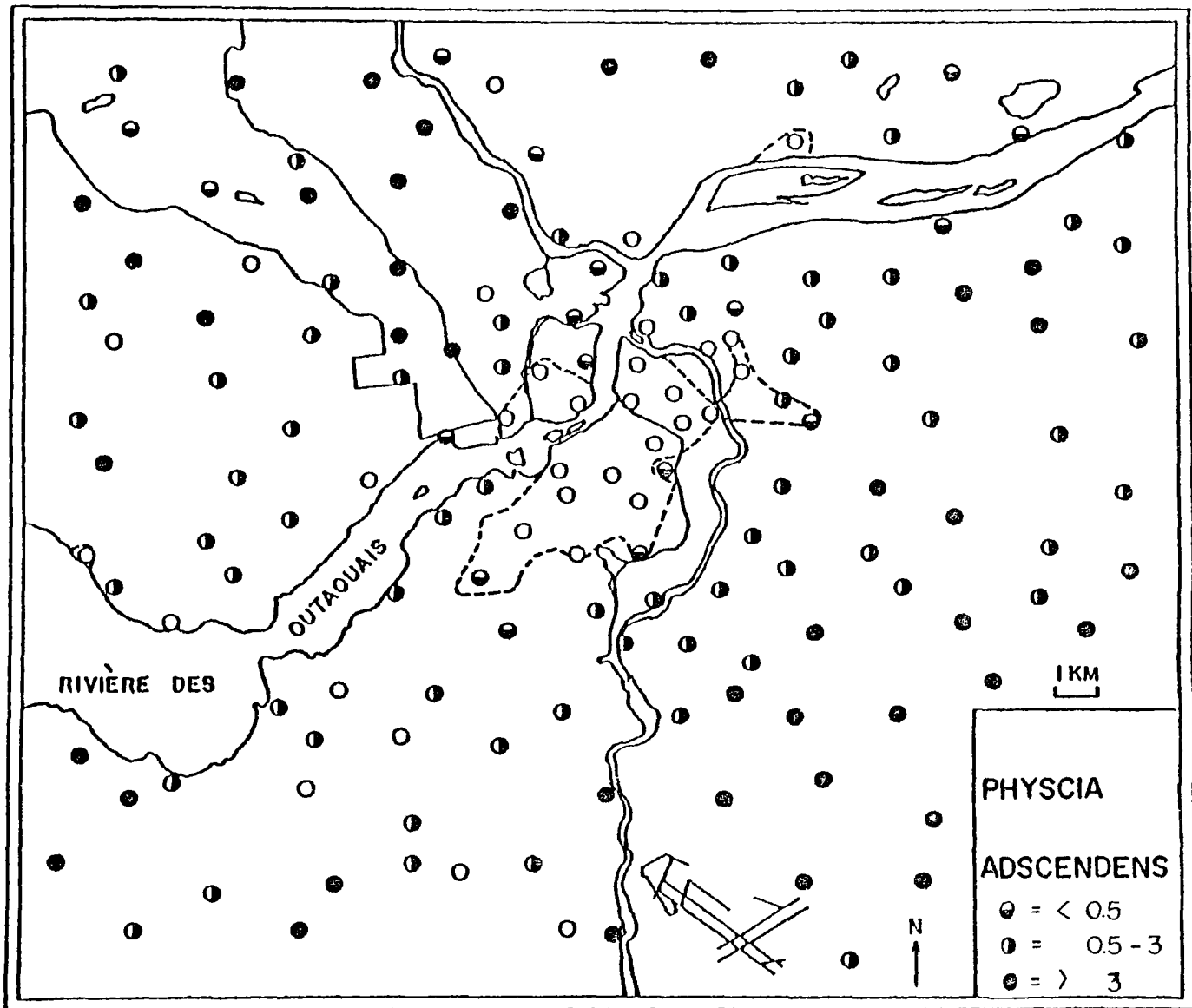


Figure 10. Distribution de Candelaria concolor.

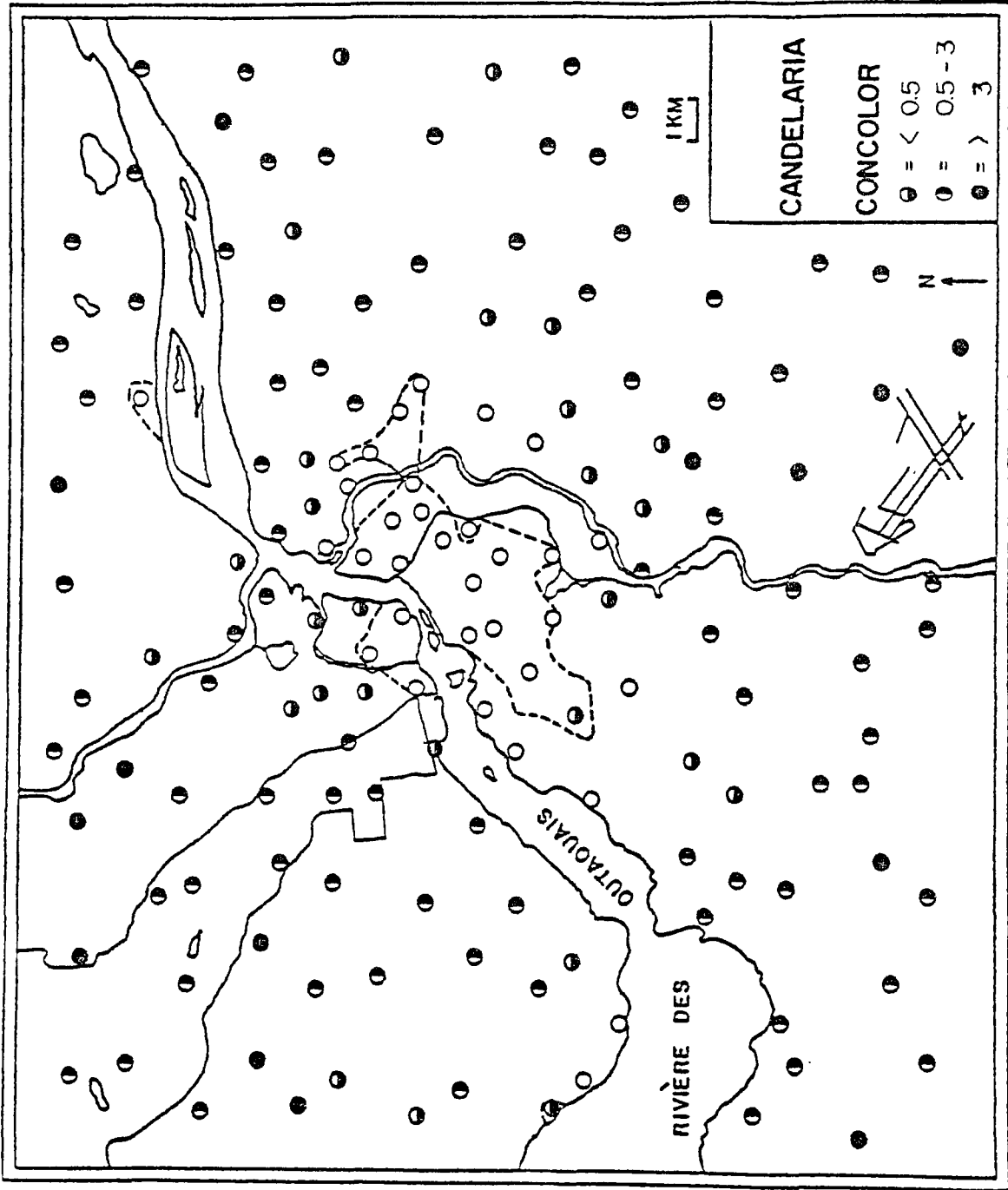
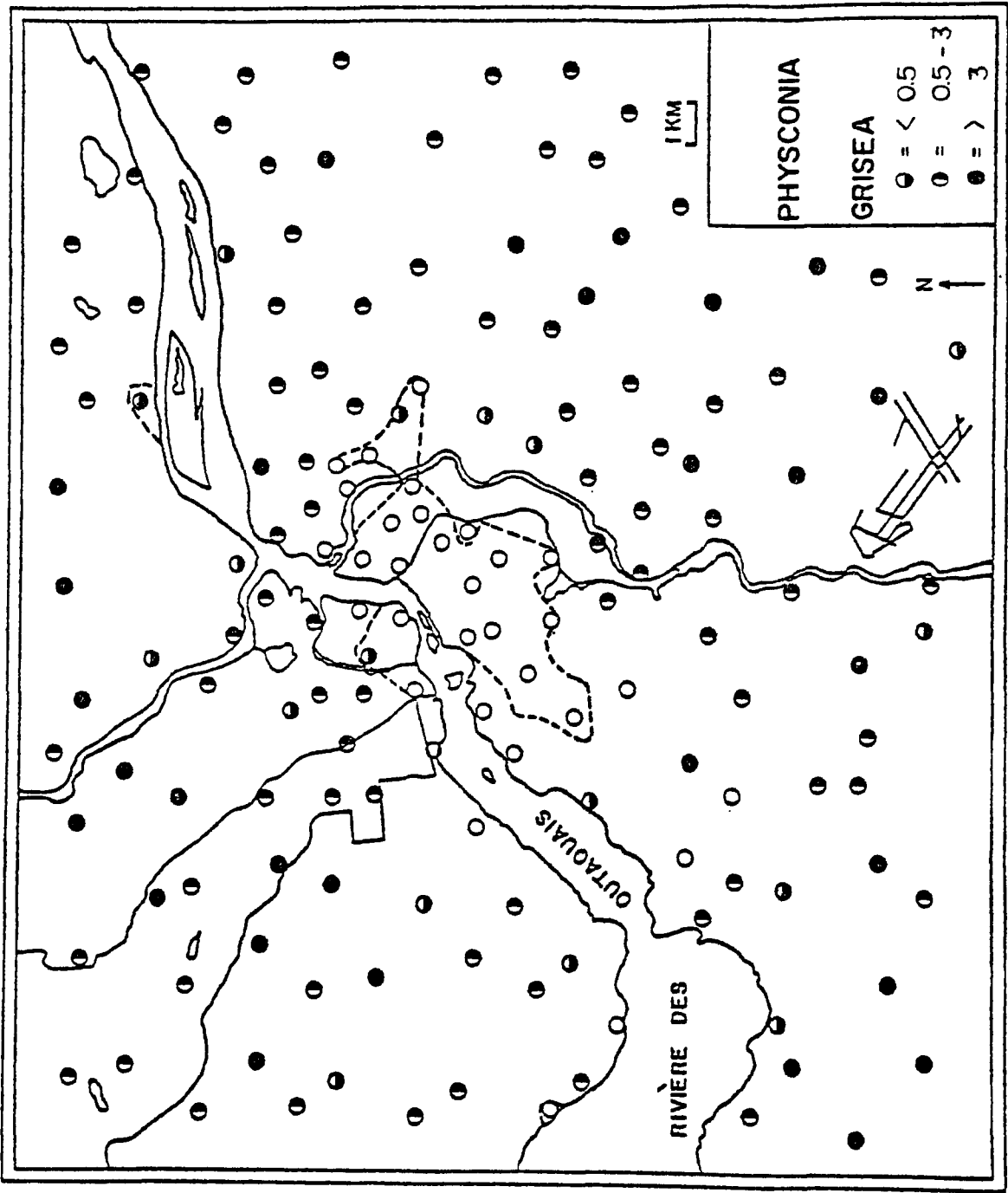


Figure 11. Distribution de Physconia grisea.



PHYSCONIA

GRISEA

- $○$ = < 0.5
- $○$ = 0.5 - 3
- $●$ = > 3

1 KM

N ↑

OUTAOUAIS

RIVIÈRE DES

Figure 12. Distribution de Xanthoria fallax.

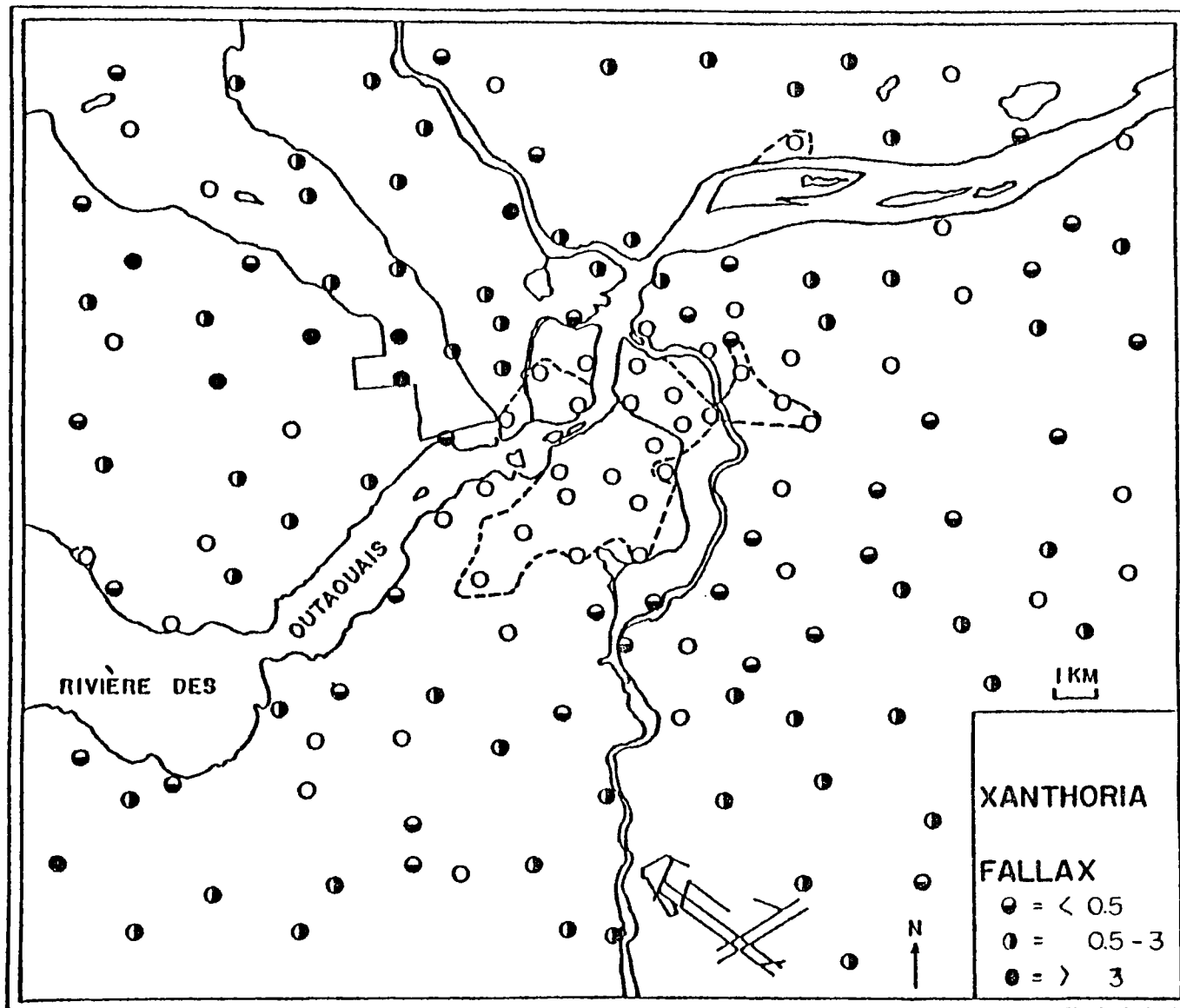


Figure 13. Distribution de Leskea polycarpa.

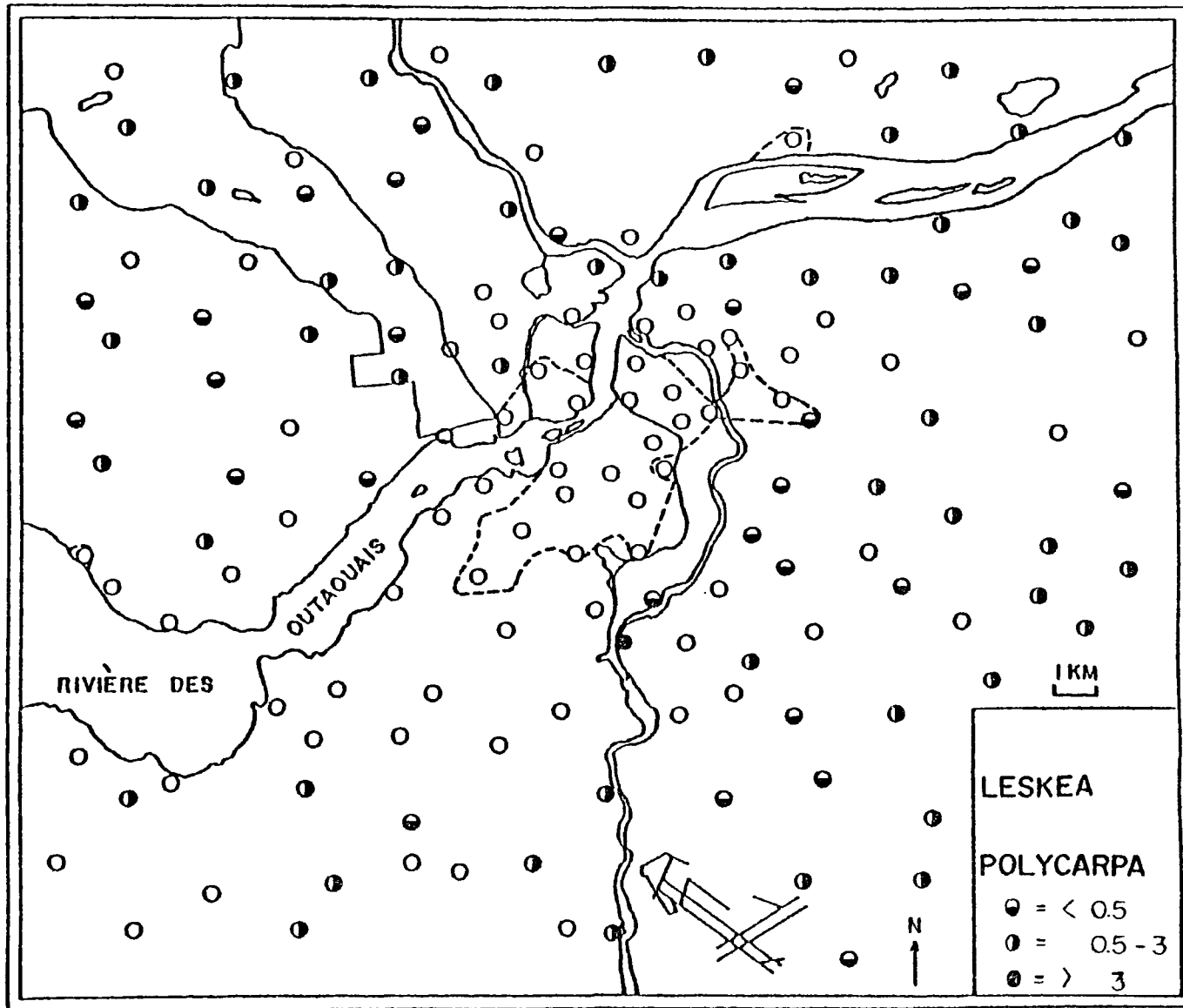


Figure 14. Distribution de Bacidia chlorococca.

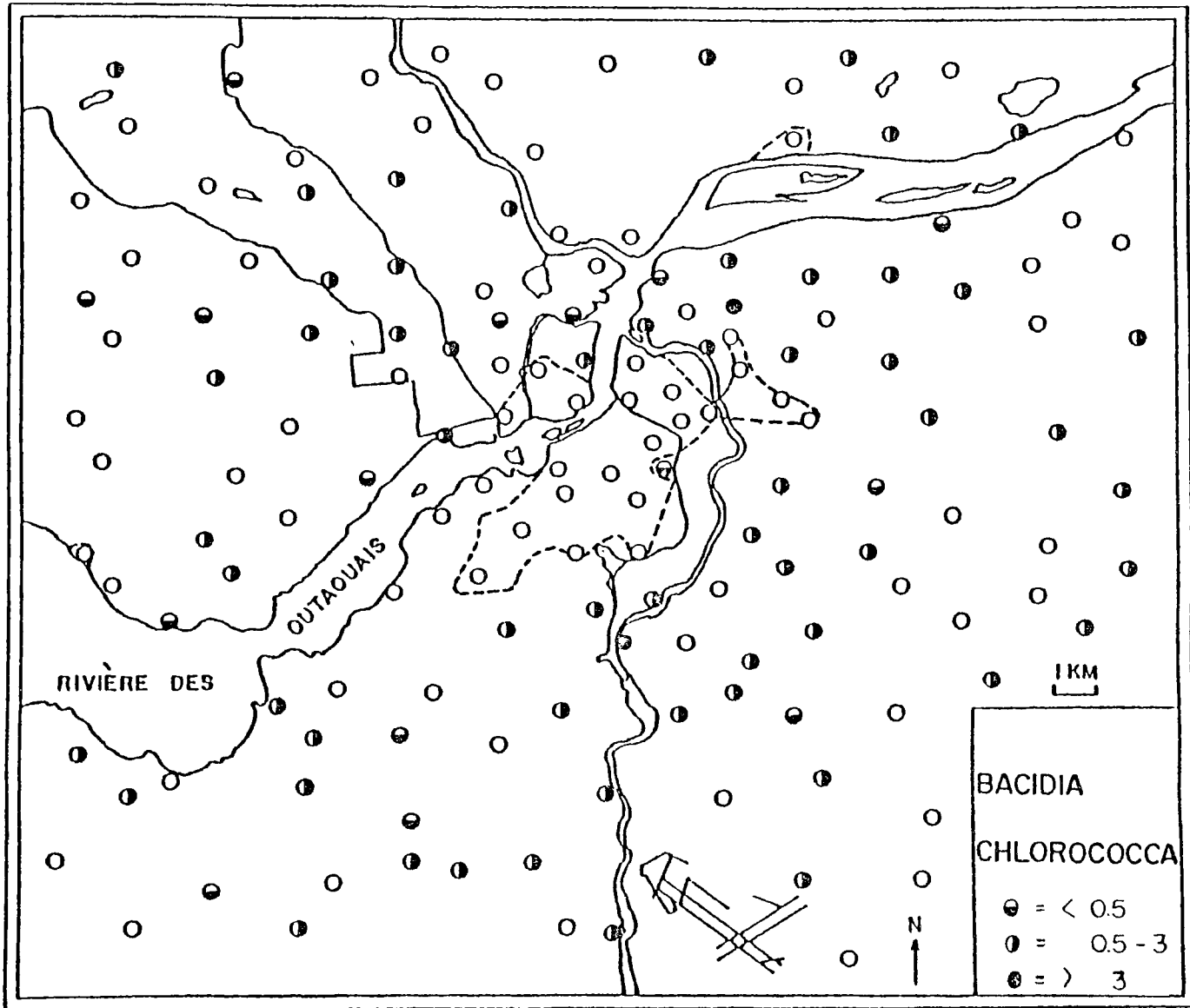


Figure 15. Distribution de Physcia orbicularis.

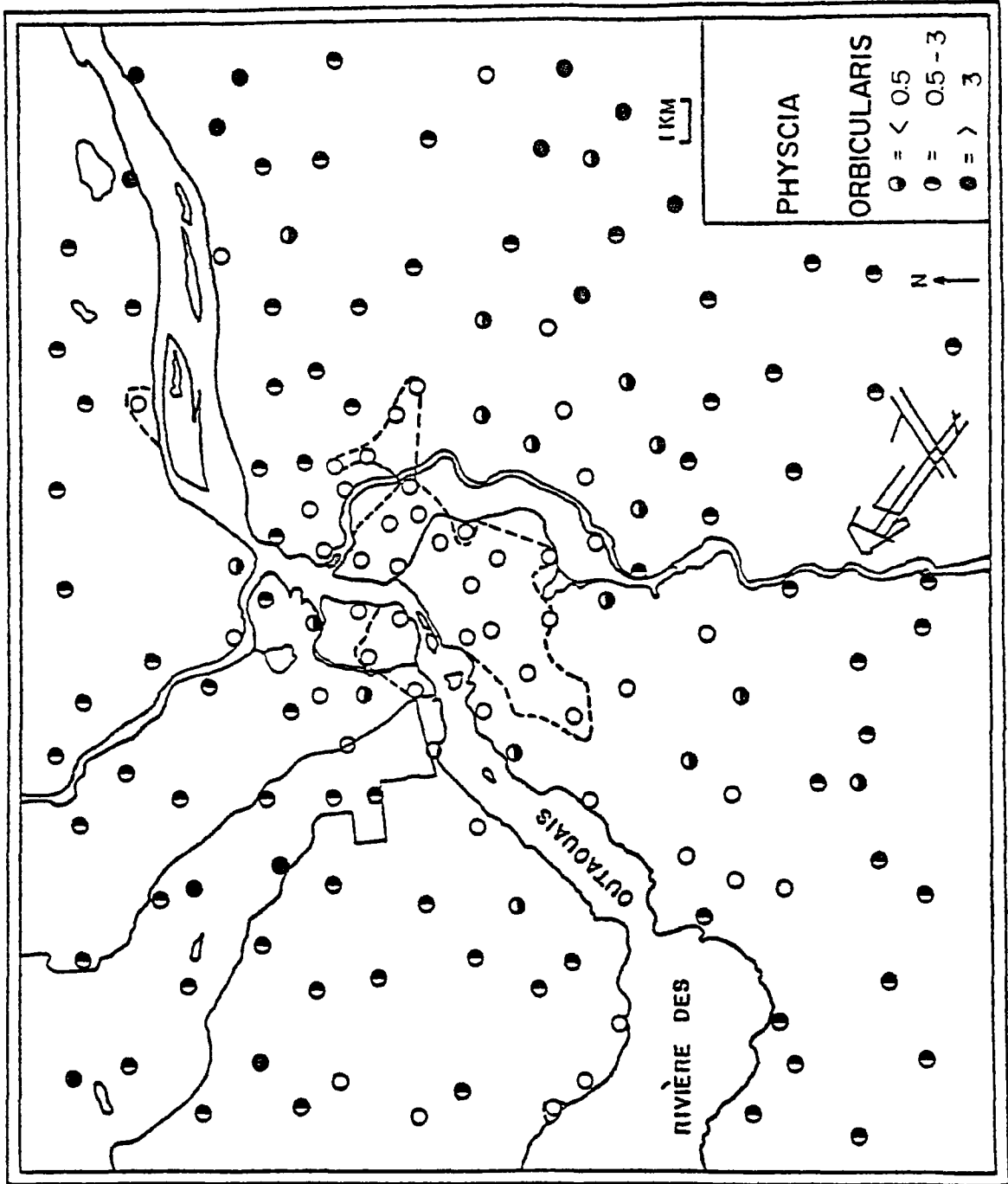


Figure 16. Distribution de Physcia aipolia.

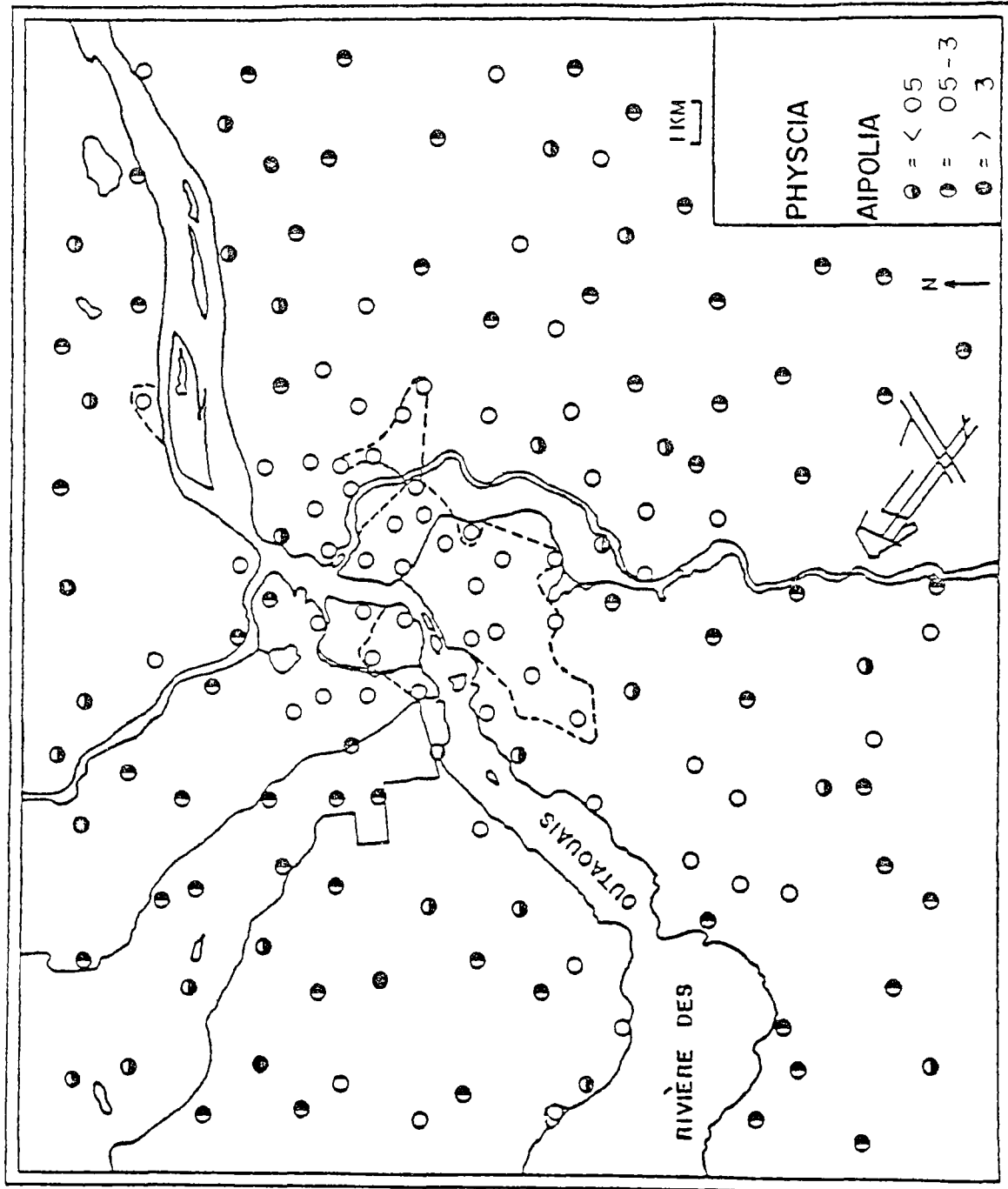


Figure 17. Distribution de Platygyrium repens.

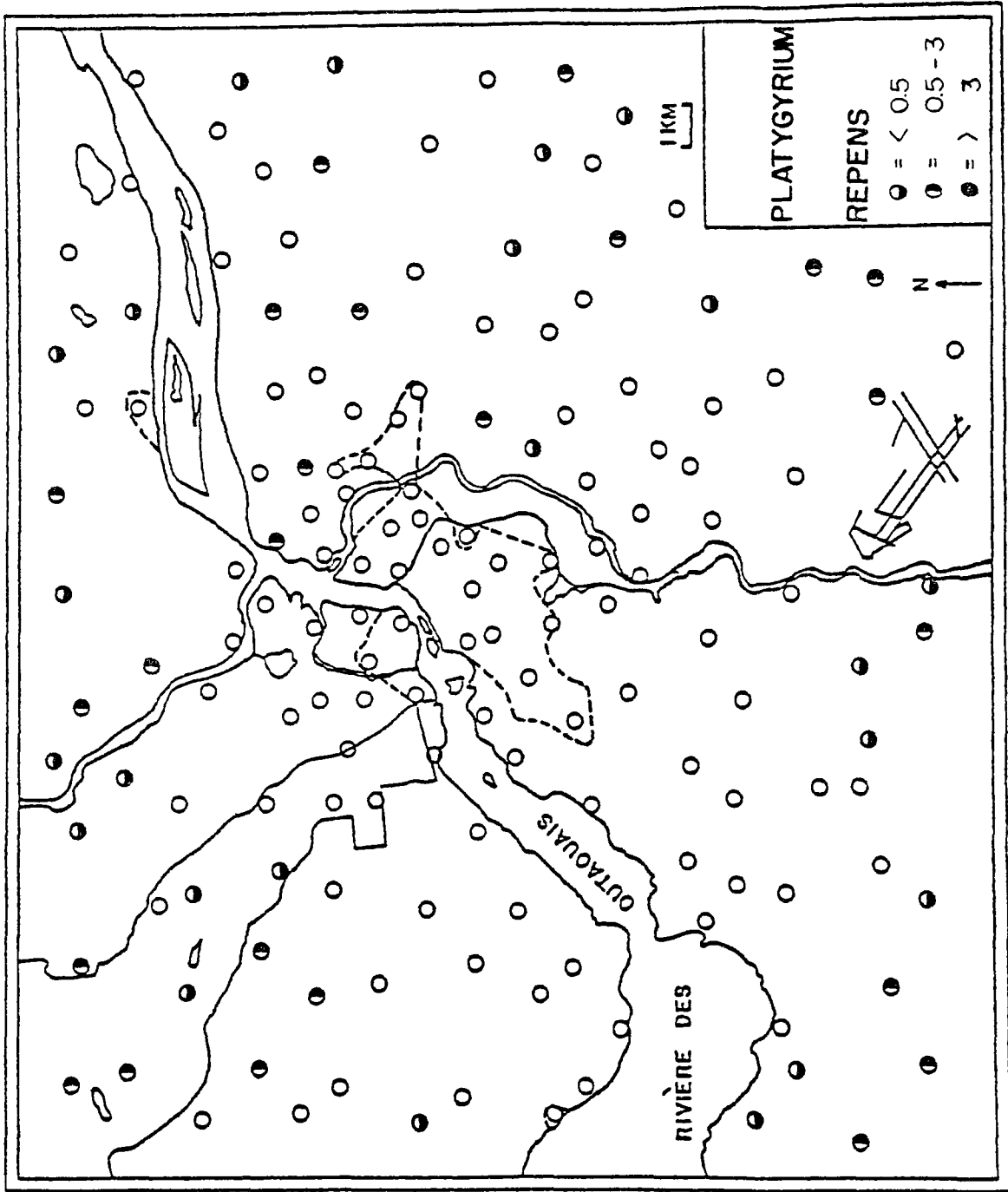


Figure 18. Distribution de Parmelia caperata.

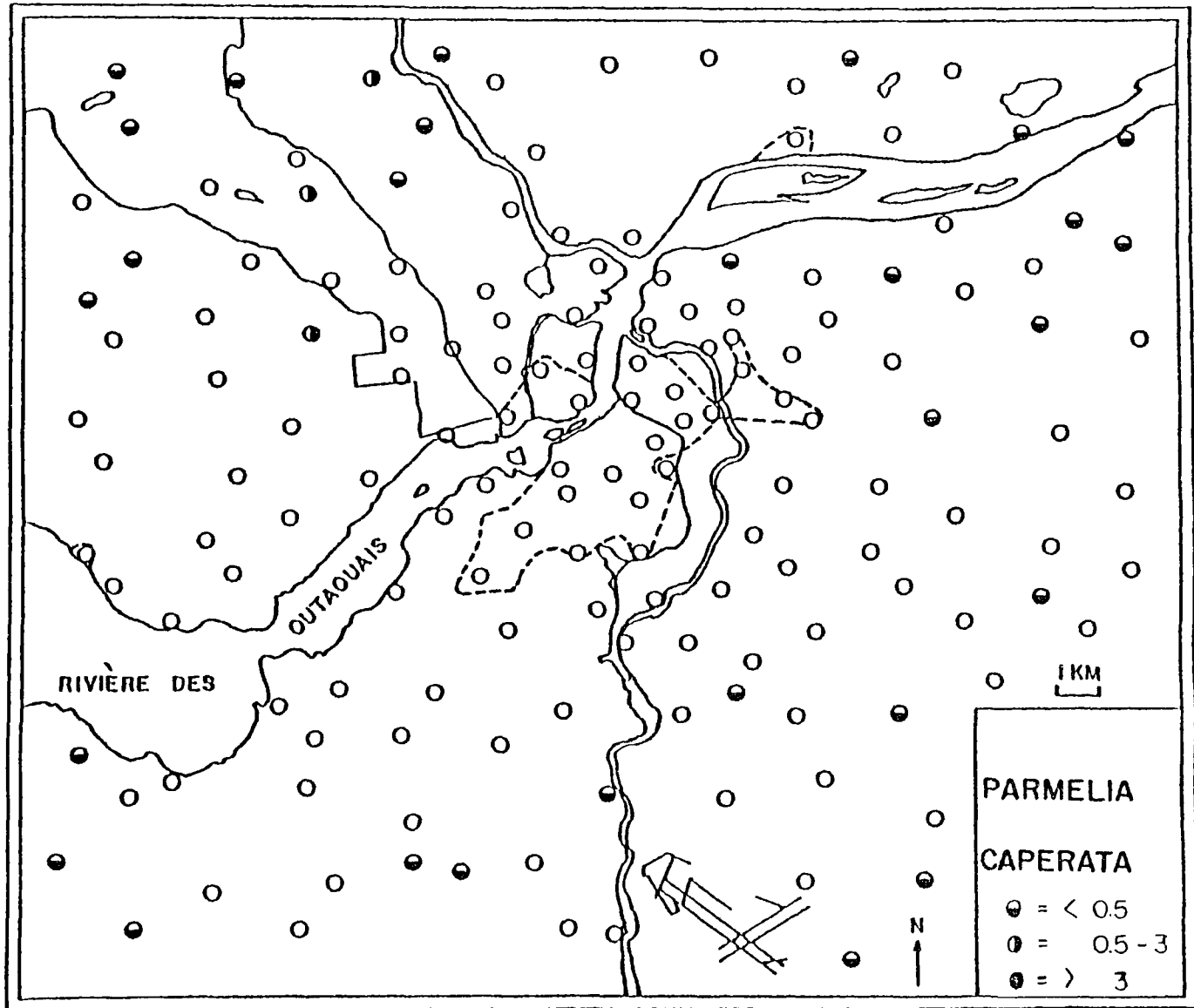


Figure 19. Distribution de Parmelia rudecta.

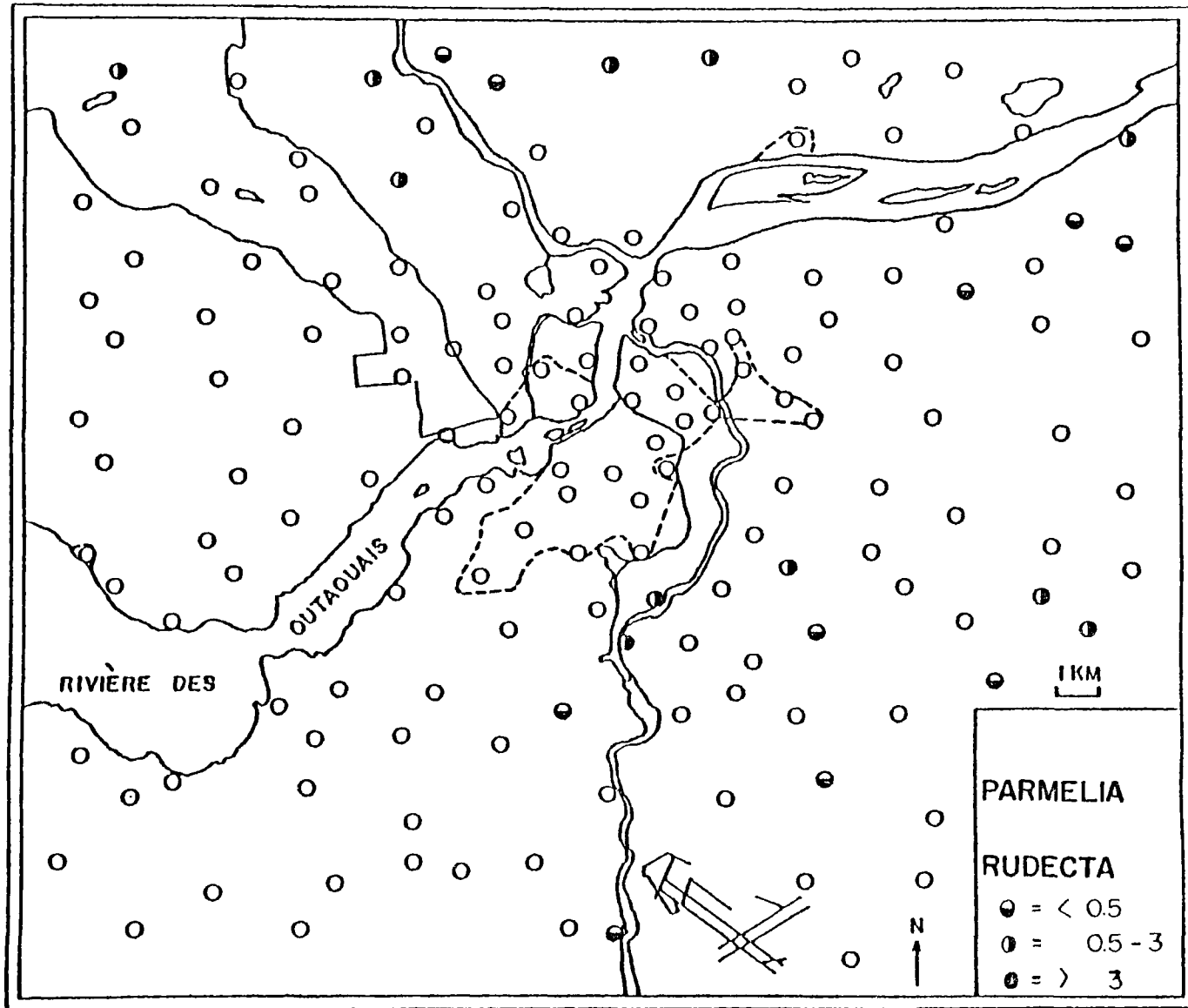


Figure 20. Distribution de Caloplaca holocarpa.

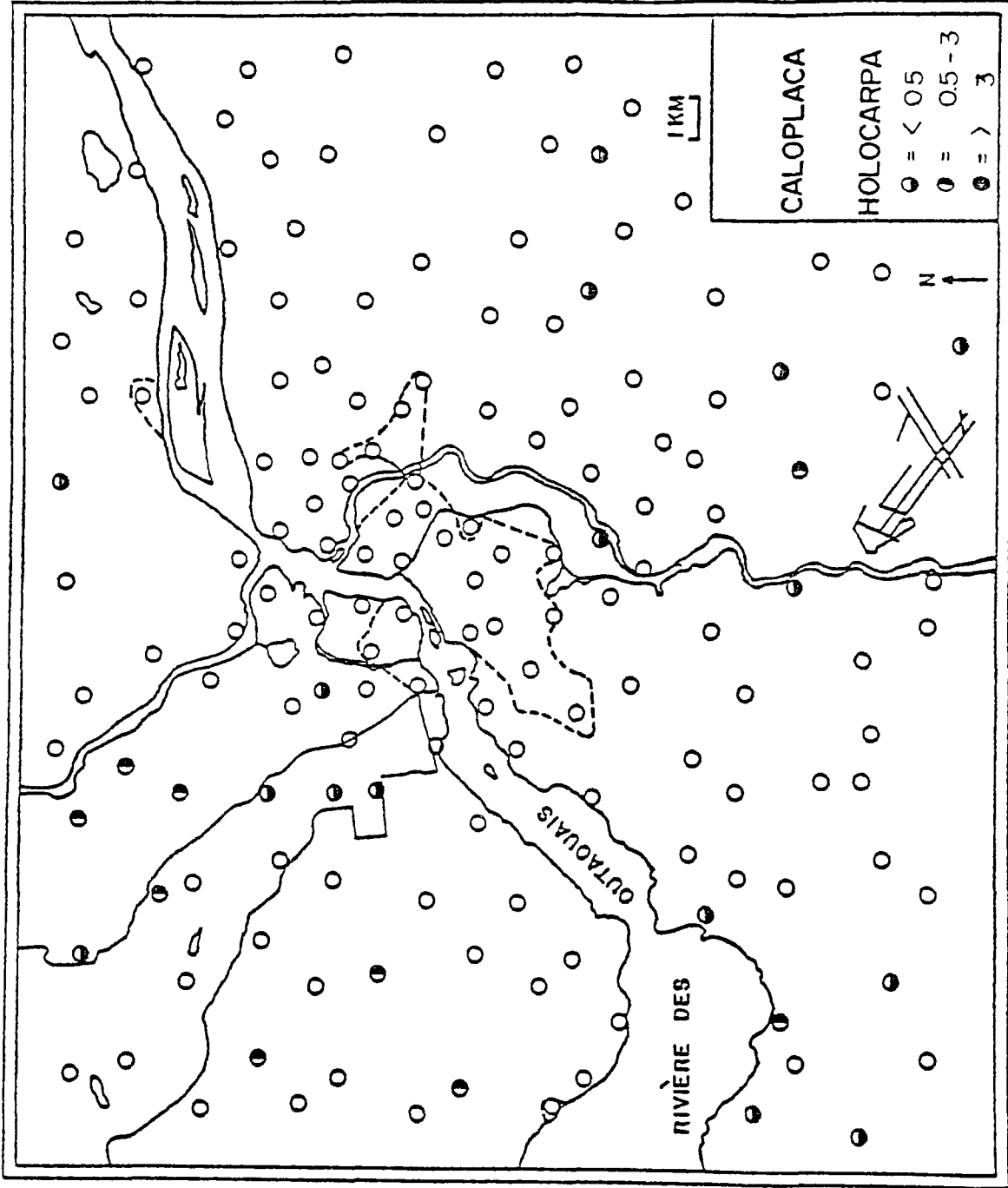
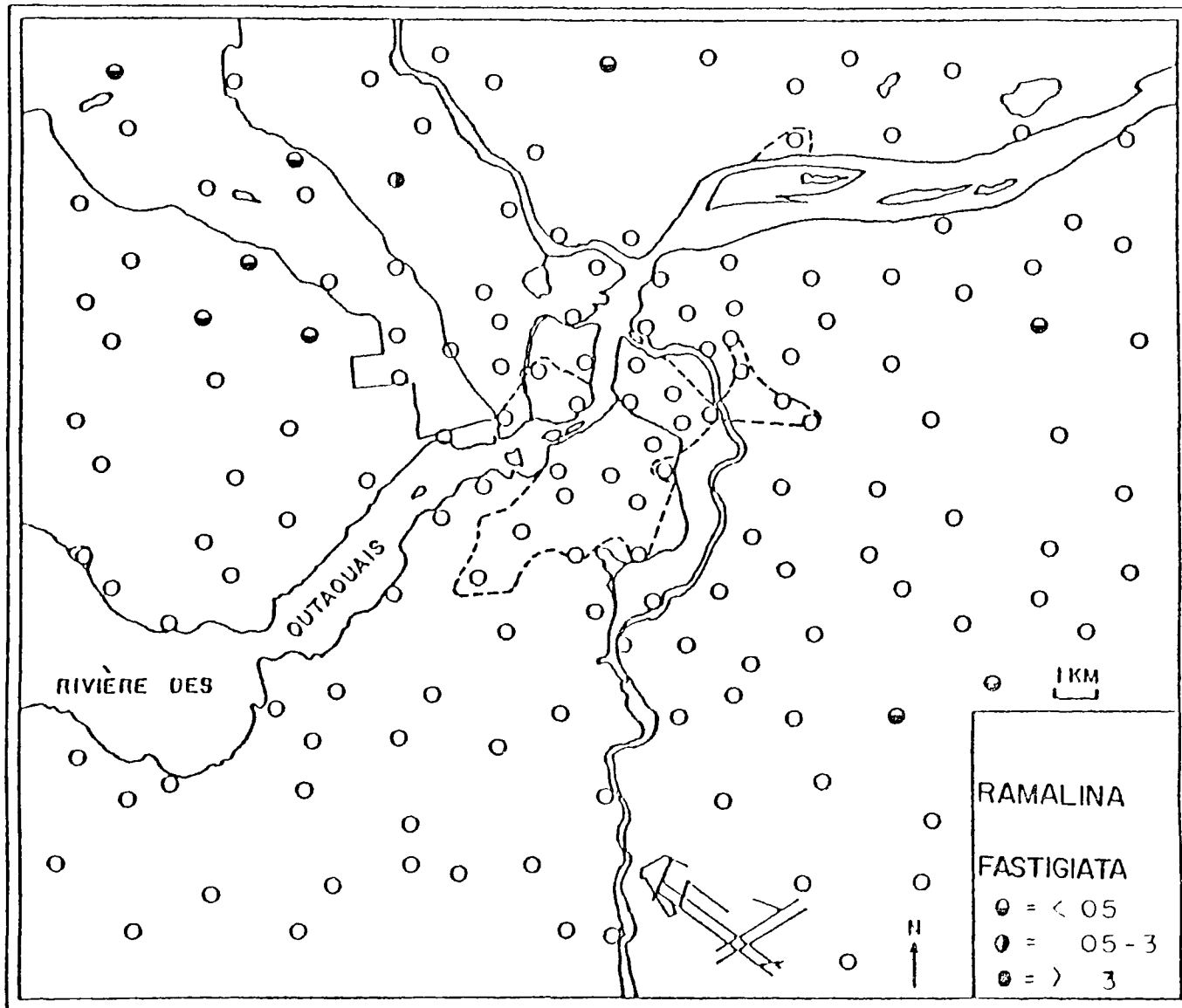


Figure 21. Distribution de Ramalina fastigiata.



II Discussion et conclusions.

A. Description de la végétation épiphytique.

Les résultats (nombre total d'espèces, fréquence et recouvrement des espèces), indiquent la prédominance des lichens parmi les épiphytes étudiés. Les lichens de fréquence importante (> 30%) appartiennent tous au type biologique foliacé, exception faite de l'algue (Protococcus viridis). Les lichens foliacés atteignent également les valeurs de recouvrement les plus élevées, parmi toutes les espèces observées.

La moitié des lichens crustacés observés ont une fréquence négligeable (< 1%) et sont qualifiés d'espèces rares. Leur recouvrement est en général peu élevé. Ils occupent donc une faible partie du tronc des phorophytes étudiés. Cependant, le nombre de lichens crustacés observés (28) est supérieur à celui des lichens foliacés observés (22). Les lichens fruticuleux possèdent une fréquence et un recouvrement négligeables. Ce type biologique comprend les espèces les plus sensibles à la pollution atmosphérique (Barkman 1958), ce qui explique leur absence des zones isotoxiques centrales. Parmi les 38 bryophytes observés, on remarque 30 espèces rares (fréquence < 1%) et la majorité possède un recouvrement faible (< 0.05).

La prédominance des lichens sur les substrats étudiés découle de leur affinité pour les phorophytes isolés. Les lichens sont en général photophiles c'est-à-dire qu'ils préfèrent les endroits ensoleillés (Barkman 1958).

Par contre, les bryophytes abondent dans les lieux ombragés et préfèrent les endroits humides tels la base des phorophytes situés dans un boisé. Le tronc d'un phorophyte isolé présente les caractéristiques d'un habitat sec car il reçoit et retient moins d'eau que le sol. Il constitue également un habitat bien illuminé à cause de l'absence de végétation avoisinante (Barkman 1958). Le phorophyte isolé est donc un substrat propice à l'établissement des épiphytes photophiles, d'où la prédominance des lichens. Puisque les lichens représentent l'essentiel de la flore épiphytisque des phorophytes isolés, ils forment donc le groupe d'épiphytes par excellence pour étudier la pollution atmosphérique en milieu urbain.

1. Indices écologiques (Q) et toxitolérance.

La sensibilité différentielle des espèces peut être établie en observant leur disparition graduelle vers le foyer de contamination. De plus, un moyen quantitatif d'étudier ce problème est possible grâce à l'indice écologique calculé pour chaque espèce. La discussion suivante permet de démontrer que les indices écologiques calculés pour chaque espèce, définissent adéquatement le degré de toxitolérance des espèces. Cette tolérance est également observée par la limite de pénétration de chaque espèce vers le centre urbain (Tableaux 14 et 15), ce dernier étant représenté par la zone I.

Douze épiphytes se retrouvent au centre urbain (Zone I). Les indices écologiques des dix espèces importantes (fré-

quences > 1%) de la zone isotoxique centrale sont parmi les valeurs les plus basses (indices de 14 à 18). Il faut se rappeler qu'un indice écologique bas représente une espèce toxitolérante alors qu'un indice élevé indique une espèce sensible à l'impact urbain.

La deuxième zone isotoxique comprend 24 espèces nouvelles. Les 18 espèces importantes (fréquences > 1%) ont des indices écologiques (17 à 22) supérieurs à ceux des espèces de la zone I. La troisième zone isotoxique compte 23 espèces nouvelles; neuf ont une fréquence supérieure à 1% et leurs indices s'échelonnent de 19 à 23. Enfin, 35 espèces sont confinées à la quatrième zone isotoxique, en bordure de l'agglomération urbaine. Parmi ces espèces, Ramalina fastigiata possède l'indice écologique le plus élevé, parmi les espèces de fréquence supérieure à 1%.

Par conséquent, les espèces présentes au centre urbain ont des indices écologiques bas comparativement aux espèces confinées aux zones périphériques, qui possèdent des indices élevés. Il existe donc une relation évidente entre la toxitolérance des espèces, observée sur le terrain et leurs valeurs respectives d'indices écologiques (Q).

2. Comparaison des espèces toxitolérantes, pour trois régions canadiennes.

Une hypothèse admise depuis longtemps, souligne la sensibilité différentielle des formes biologiques de lichens face aux contaminants. La séquence des lichens crustacés → foliacés → fruticuleux fut proposée. Les lichens crustacés

Tableau 14. Zones d'apparition des lichens et de l'algue et les indices écologiques de chaque espèce (Valeurs arrondies de Q).

TAXA	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV	Q
<i>Protococcus viridis</i>	+	+	+	+	14*
<i>Parmelia sulcata</i>	+	+	+	+	15*
<i>Physcia millegrana</i>	+	+	+	+	16*
<i>Physcia adscendens</i>	+	+	+	+	16*
<i>Candelaria concolor</i>	+	+	+	+	16*
<i>Physconia grisea</i>	+	+	+	+	16*
<i>Xanthoria fallax</i>	+	+	+	+	17*
<i>Lecanora hageni</i>	+	+	+	+	18*
<i>Rinodina dakotensis</i>	+	+	+	+	18*
<i>cf. Bacidia incompta</i>	-	+	-	-	10
<i>Bacidia chlorococca</i>	-	+	+	+	17*
<i>Physcia orbicularis</i>	-	+	+	+	18*
<i>Physcia aipolia</i>	-	+	+	+	18*
<i>Physcia stellaris</i>	-	+	+	+	18*
<i>Lecanora impudens</i>	-	+	+	+	19*
<i>Parmelia subaurifera</i>	-	+	+	+	19*
<i>Lepraria sp.</i>	-	+	+	+	19*
<i>Buellia punctata</i>	-	+	+	+	19*
<i>Lecanora symmicta</i>	-	+	+	+	19*
<i>Lecanora sp.</i>	-	+	-	+	20
<i>Graphis scripta</i>	-	+	+	+	20*
<i>Ochrolechia androgyna</i>	-	+	-	+	21*

Tableau 14. (suite)

<i>Buellia stillingiana</i>	-	+	-	+	22*
<i>Physcia ciliata</i>	-	+	+	+	22*
<i>Lecidia scalaris</i>	-	-	+	+	14
<i>Arthopyrenia sp.</i>	-	-	+	+	18
<i>Parmelia aurulenta</i>	-	-	+	+	18
<i>Physcia dubia</i>	-	-	+	+	19*
<i>Caloplaca cerina</i>	-	-	+	+	20*
<i>Arthonia caesia</i>	-	-	+	+	21*
<i>Parmelia rupecta</i>	-	-	+	+	21*
<i>Leptogium cyanescens</i>	-	-	+	-	21
<i>Parmelia caperata</i>	-	-	+	+	21*
<i>Caloplaca holocarpa</i>	-	-	+	+	21*
<i>Cladonia coniocraea</i>	-	-	+	+	22
<i>Candelaria xanthostigma</i>	-	-	+	+	23*
<i>Lecanora glabrata</i>	-	-	+	+	24
<i>Arthonia radiata</i>	-	-	-	+	16
<i>Lecidia vernalis</i>	-	-	-	+	17
<i>Physcia nigricans</i>	-	-	-	+	21
<i>Xanthoria polycarpa</i>	-	-	-	+	21
<i>Cladonia chlorophaea</i>	-	-	-	+	22
<i>Arthopyrenia willeyana</i>	-	-	-	+	22
<i>Caloplaca microphyllina</i>	-	-	-	+	22
<i>Parmelia saxatilis</i>	-	-	-	+	22
<i>Physcia caesia</i>	-	-	-	+	22
<i>Candelariella vitellina</i>	-	-	-	+	23
<i>Usnea cfr. hirta</i>	-	-	-	+	24

Tableau 14. (suite)

<i>Evernia mesomorpha</i>	-	-	-	+	24
<i>Ramalina fastigiata</i>	-	-	-	+	24*
<i>Rinodina halei</i>	-	-	-	+	25
<i>Parmelia bolliana</i>	-	-	-	+	25
<i>Ochrolechia rosella</i>	-	-	-	+	27
<i>Parmelia cumberlandia</i>	-	-	-	+	30
<i>Lecanora chlarotera</i>	-	-	-	+	32
<i>Pertusaria alpina</i>	-	-	-	+	32

* : Indices écologiques des espèces de fréquence > 1%

+ : l'espèce est présente dans cette zone isotoxique.

Tableau 15. Zones d'apparition des bryophytes et les indices écologiques de chaque espèce (valeurs arrondies de Q).

TAXA	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV	Q
<i>Bryum argenteum</i>	+	-	-	-	2
<i>Amblystegium juratzkanum</i>	+	-	-	+	18
<i>Leskea polycarpa</i>	+	+	+	+	18*
<i>Amblystegium varium</i>	-	+	-	+	15
<i>Brachythecium velutinum</i>	-	+	+	+	15
<i>Homomalium adnatum</i>	-	+	+	+	18
<i>Hypnum pallescens</i>	-	+	+	+	18*
<i>Amblystegium serpens</i>	-	+	+	+	19*
<i>Brachythecium salebrosum</i>	-	+	+	+	20*
<i>Platygyrium repens</i>	-	+	+	+	20*
<i>Leskeella nervosa</i>	-	+	+	+	21
<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	-	+	+	+	21*
<i>Frullania eboracensis</i>	-	-	+	+	19
<i>Anomodon rugelii</i>	-	-	+	-	21
<i>Radula complanata</i>	-	-	+	+	21
<i>Orthotrichum pumilum</i>	-	-	+	+	21*
<i>Amblystegium sp.</i>	-	-	+	+	22
<i>Campylium hispidulum</i>	-	-	+	+	22
<i>Pylaisiella polyantha</i>	-	-	+	+	22*
<i>Leptodictyum riparium</i>	-	-	+	+	22
<i>Porella platyphylloidea</i>	-	-	+	+	23

Tableau 15. (suite)

<i>Brachythecium oxycladon</i>	-	-	+	+	24
<i>Dicranum viride</i>	-	-	-	+	15
<i>Radula sp.</i>	-	-	-	+	15
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	-	-	-	+	17
<i>Brachythecium sp.</i>	-	-	-	+	20
<i>Anomodon minor</i>	-	-	-	+	21
<i>Brachythecium acuminatum</i>	-	-	-	+	21
<i>Drepanocladus uncinatus</i>	-	-	-	+	21
<i>Ceratodon purpureus</i>	-	-	-	+	22
<i>Brachythecium reflexum</i>	-	-	-	+	22
<i>Hypnum cupressiforme</i>	-	-	-	+	22
<i>Leucodon brachypus var. andrewsianus</i>	-	-	-	+	22
<i>Plagiothecium laetum</i>	-	-	-	+	22
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	-	-	-	+	22
<i>Tortula muralis</i>	-	-	-	+	23
<i>Bryum capillare</i>	-	-	-	+	28
<i>Cratoneuron filicinum var. curvicaule</i>	-	-	-	+	31

* : Indices écologiques des espèces de fréquence > 1%

+ : L'espèce est présente dans cette zone isotoxique.

ont une tolérance élevée et se retrouvent au centre urbain; les lichens foliacés possèdent une tolérance intermédiaire alors que les lichens fruticuleux montrent une sensibilité élevée et ne se retrouvent qu'en bordure de l'agglomération urbaine (Jones 1952; Fenton 1960; Pyatt 1970). Cette sensibilité différentielle serait fonction de la morphologie particulière de chaque forme biologique (Hill 1971).

Dans la région d'Ottawa-Hull, cette hypothèse n'est pas vérifiée. La séquence des lichens foliacés → crustacés → fruticuleux prédomine du centre urbain vers la périphérie du milieu pollué. Skye (1968) obtient une séquence similaire pour la région de Stockholm et conclut que les espèces de capacité-tampon élevée contre les acides pénètrent le plus près du centre pollué. Au Canada, dans la région de Montréal (LeBlanc et De Sloover 1970, 1972) et de Winnipeg (Stringer et Stringer 1974), on remarque une séquence semblable à celle observée dans la région outaouaise. Les lichens foliacés montrent la plus grande tolérance face à l'impact urbain, les lichens crustacés viennent en second ordre et les lichens fruticuleux montrent la plus grande sensibilité.

Dans la région outaouaise, l'algue Protococcus viridis et Parmelia sulcata, Physcia adscendens, Xanthoria fallax et Leskea polycarpa font partie des épiphytes observés au centre urbain (Tableau 16). On retrouve ces mêmes espèces au coeur de Montréal, dont le climat se rapproche particulièrement de celui de la vallée outaouaise. De plus, la moitié des espèces de la zone centrale d'Ottawa-Hull sont qualifiées de toxitolérantes pour la région de Winnipeg. Il faut cepen-

Tableau 16. Comparaison des espèces présentes dans les zones isotoxiques centrales, pour trois régions canadiennes, soit Ottawa-Hull (O.-H.), Montréal (M.) et Winnipeg (W.). Les formes biologiques (F.B.) sont indiquées.

TAXA	F.B.	O.-H.	M.	W.
<i>Protococcus viridis</i>	A	100*	100*	-
<i>Parmelia sulcata</i>	F	35	5	-
<i>Physcia adscendens</i>	F	17	2	5**
<i>Xanthoria fallax</i>	F	4	5	5
<i>Physcia millegrana</i>	F	30	-	3
<i>Candelaria concolor</i>	F	9	-	3
<i>Physconia grisea</i>	F	13	-	-
<i>Lophiostoma triseptatum</i>	A	-	8	-
<i>Physcia orbicularis</i>	F	-	3	3
<i>Physcia stellaris</i>	F	-	-	3
<i>Physcia aipolia</i>	F	-	-	3
<i>Lecanora hageni</i>	C	9	-	-
<i>Rinodina dakotensis</i>	C	4	-	-
<i>Candelariella vitellina</i>	C	-	-	3
<i>Caloplaca holocarpa</i>	C	-	-	3
<i>Bacidia chlorococca</i>	C	-	3	-
<i>Leskea polycarpa</i>	M	4	3	8
<i>Amblystegium juratzkanum</i>	M	4	-	5
<i>Pylaisiella polyantha</i>	M	-	-	11
<i>Brachythecium rutabulum</i>	M	-	-	5
<i>Bryum argenteum</i>	M	4	-	-
<i>Amblystegium varium</i>	M	-	-	3
<i>Campyllum hispidulum</i>	M	-	-	3
<i>Amblystegium serpens</i>	M	-	2	-
<i>Heterophyllum haldanianum</i>	M	-	2	-
<i>Orthotrichum obtusifolium</i>	M	-	2	-
<i>Platygyrium repens</i>	M	-	2	-

* fréquences zonales en pourcentage

** présences en pourcentage

dant exclure de la discussion Amblystegium juratzkanum et Bryum argenteum. Le nombre d'observations de ces espèces sur le territoire est insuffisant pour permettre d'établir leur degré de toxitolérance.

Ainsi, on peut conclure (Tableaux 14, 15 et 16) que la présence au centre urbain outaouais de Protococcus viridis, Parmelia sulcata, Physcia adscendens, Xanthoria fallax, Physcia millegrana, Candelaria concolor et Leskea polycarpa laisse entrevoir un degré de toxitolérance élevé chez ces lichens foliacés. Ce fait a été confirmé par les études des centres urbains de Montréal et/ou de Winnipeg. Les Physconia grisea, Lecanora hageni et Rinodina dakotensis ont également une toxitolérance élevée. Cependant, ces espèces ont été observées uniquement dans le centre urbain de la vallée outaouaise.

3. Sensibilité différentielle, observée grâce aux cartes de distribution.

Les cartes illustrent la distribution de quelques espèces toxitolérantes, mentionnées précédemment. De plus, la distribution de quelques espèces ayant une tolérance intermédiaire ou une sensibilité marquée face aux agents phytotoxiques est donnée. Ces cartes viennent confirmer la toxitolérance élevée des espèces mentionnées précédemment car Parmelia sulcata, Physcia millegrana, Physcia adscendens, Candelaria concolor, Physconia grisea et Xanthoria fallax se retrouvent en nombre digne de mention près des secteurs de pollution maximale (Figures 7 à 12). Elles

ont également un faible recouvrement, dans la zone I. Ce premier groupe est donc formé d'épiphytes qui tolèrent un taux de pollution élevé. Cependant, une espèce de ce groupe, Leskea polycarpa (figure 13) pénètre jusqu'au coeur de l'agglomération mais avec une distribution beaucoup moins marquée à la limite du foyer de contamination. Il en est de même des deux lichens crustacés, mentionnés précédemment, dont la distribution n'est pas illustrée.

Le deuxième groupe d'épiphytes est formé d'espèces montrant une tolérance intermédiaire vis-à-vis des pollutions, soit Bacidia chlorococca, Physcia orbicularis et Physcia aipolia (Figures 14, 15 et 16). Aucun de ces épiphytes ne pénètre la zone isotoxique centrale. Ils tolèrent le milieu urbain à un degré moindre que les espèces du premier groupe. Cependant, Bacidia chlorococca, qui qu'absent de la zone centrale, possède une distribution appréciable près du noyau urbain.

Le troisième groupe est composé de Platygyrium repens, Parmelia caperata, Parmelia rudecta, Caloplaca holocarpa et Ramalina fastigiata (figures 17 à 21). Il laisse voir quelques espèces sensibles à l'impact urbain, comme le démontre leur absence des secteurs pollués et leur faible recouvrement. Parmi ces espèces, Ramalina fastigiata est confiné exclusivement en bordure de la ville, où la qualité de l'air est satisfaisante.

Il est impossible de définir le taux approximatif de polluants, correspondant à la limite interne de distribution de toutes ces espèces. Dans la vallée outaouaise, Environ-

nement Canada a échantillonné uniquement quelques polluants du secteur central de la région métropolitaine. Le taux d'anhydride sulfureux correspondant à la zone isotoxique centrale est donné à la page 130. La disparition presque complète des espèces à cet endroit permet de supposer qu'au-delà de ce taux, aucun épiphyte ne peut survivre (exception faite de l'algue Protococcus viridis) dans la région outaouaise.

B. Corrélation entre les zones isotoxiques obtenues et:

1. L'urbanisation.

La comparaison des zones isotoxiques (figure 6) avec les secteurs urbanisés (figure 2) de la région outaouaise révèle des similarités étonnantes. Les zones isotoxiques chevauchent assez fidèlement les zones urbanisées.

Par exemple, la zone isotoxique I, caractérisée par une végétation épiphytique très pauvre, correspond au noyau d'urbanisation dense, donc de pollution, situé au centre urbain. La deuxième zone, portant une végétation épiphytique pauvre, correspond aux régions urbanisées le long de la rivière des Outaouais. La troisième zone possède une végétation épiphytique peu abondante mais bien représentée. Elle s'étend, en majeure partie, sur les secteurs d'habitation éloignés du centre urbain où l'urbanisation est moins prononcée. Enfin, la quatrième zone isotoxique correspond, en général, aux régions non urbanisées du territoire étudié. Dans cette zone, la richesse spécifique est élevée et plusieurs épiphytes y atteignent un recouvrement maximal. L'abondance des épiphytes

permet de supposer que la qualité de l'air y est satisfaisante.

Puisqu'il y a concentration des secteurs urbanisés du côté ontarien, la superficie à végétation épiphytique pauvre est plus étendue de ce côté. Donc, l'abondance des épiphytes est indirectement proportionnelle à la densité de l'urbanisation. Ce fait est particulièrement évident au centre urbain, où sont concentrés les édifices commerciaux, gouvernementaux, quelques industries ainsi que les habitations. Le chauffage de ces édifices constitue une source majeure d'anhydride sulfureux (voir tableau 17). De plus, les recherches sur le terrain et en laboratoire ont démontré l'effet nocif de ce gaz sur les épiphytes (LeBlanc et Rao 1975).

Il existe donc une corrélation évidente entre les zones urbanisées (source importante de SO_2) de la région outaouaise et les zones isotoxiques délimitées. La pauvreté de la végétation épiphytique est plus nettement évidente dans les secteurs d'urbanisation dense, situés au centre de l'agglomération urbaine (zone isotoxique I). L'amélioration de la végétation épiphytique est directement proportionnelle à l'éloignement du centre urbain (zones isotoxiques II et III). Enfin, une végétation épiphytique riche et abondante se retrouve presque exclusivement dans les secteurs non urbanisés de la région outaouaise (zone isotoxique IV).

Laundon (1973) établit une corrélation entre la pauvreté des épiphytes et les émissions de SO_2 , provenant des secteurs

résidentiels de Londres. Il constate également que le nombre d'espèces augmente lorsque la densité des régions urbanisées et la pollution atmosphérique diminuent (Laundon 1967). Moore (1974b) a démontré qu'il existe une corrélation entre la pauvreté des lichens et la densité élevée des habitations à Dublin. A Tampere, Sahrakorpi (1973) observe que le désert lichénique coïncide avec les zones de population dense. Finalement, à Rauma, Turunen, Ikonen et Ora (1976) établissent une corrélation évidente entre la zonation des épiphytes et la proximité des habitations et des artères primaires.

2. La circulation routière.

La circulation routière augmente à un rythme alarmant, dans la région de la Capitale nationale. La municipalité d'Ottawa-Carleton a dû établir un programme visant à atténuer ce problème (élimination des stationnements gratuits, heures de travail flexibles et utilisation en commun des véhicules privés). La pollution, provenant des moteurs à combustion interne, causera bientôt un problème sérieux dans la région, problème déjà évident au centre de l'agglomération urbaine (Anonyme 1974a).

Les artères primaires suivent, en général, un trajet parallèle à la rivière des Outaouais, autant du côté québécois que du côté ontarien (figure 2). Les trois premières zones isotoxiques s'étendent aussi le long de la rivière (figure 6). Elles longent les routes à circulation dense, telles le Queensway, les artères du centre urbain ontarien

et la route 148 du côté québécois. La pauvreté de la végétation épiphytique atteint son plus haut degré au centre d'Ottawa-Hull, où se retrouvent les artères les plus fréquentées. De plus, parmi les substances polluantes échantillonnées dans la région, le monoxyde de carbone (CO) et les hydrocarbures, provenant des moteurs à combustion interne, sont les contaminants les plus importants.

Cette forme de pollution semble être de première importance dans les grandes villes canadiennes et américaines. Aux Etats-Unis, les émissions dues aux véhicules moteurs constituent 60.6% de la pollution globale du pays. Le CO représente 46.5% de ce total, les hydrocarbures 8.5%, les oxydes d'azote 4.2%, les particules et les oxydes de soufre 1.4% (Kozlowski et Mudd 1975). Il est cependant difficile de déterminer la part jouée par la pollution due aux véhicules moteurs, dans la réduction de la végétation épiphytique. La zone de dommage intense causé aux épiphytes, correspond de toute évidence aux secteurs de circulation et d'urbanisation denses, dans la région outaouaise.

Aucune étude expérimentale ne vient confirmer les effets nocifs du CO et des hydrocarbures. De plus, les oxydes d'azote (NO_x), libérés par les véhicules moteurs, ont fait l'état de peu de recherche expérimentale (Voir page 19).

Cependant, quelques études sur le terrain appuient l'hypothèse de la toxicité des polluants émis par les véhicules moteurs. Dans la vallée de la Ruhr, Domrös (1966) remarque une réduction de la croissance des lichens, près des routes principales. A Tampere, Turunen, Ikonen et Ora

(1976) soulignent que la zone de transition des lichens serait, en partie, influencée par un trafic automobile dense. Dans la région de Winnipeg, la circulation routière constitue la principale source de contamination. Stringer et Stringer (1974) prétendent que l'exclusion des épiphytes de la zone centrale serait possiblement due à cette forme de pollution. Ils conclurent que: "The effects of pollutants from automobile exhausts, especially carbon monoxide, a major but hitherto rather neglected factor may well prove as important in many North American cities as sulphur dioxide has proven in Europe".

3. Les industries et autres sources de pollution.

La région de la Capitale nationale ne possède pas une vocation industrielle. On y retrouve seulement deux usines importantes. La Compagnie Internationale de Papier (C.I.P.) domine le marché industriel du papier, conjointement avec l'usine E.B. Eddy situées respectivement aux centres urbains de Gatineau et de Hull-Ottawa. Ces usines dégagent principalement des polluants sulfurés (SO_2). Les oxydes d'azote (NO_x), les particules, les hydrocarbures et le monoxyde de carbone (CO) sont libérés en faible quantité.

Les secteurs désignés industriels (figure 2), éloignés du centre urbain, sont parfois inoccupés ou montrent une activité limitée. Par exemple, une partie des secteurs désignés industriels au sud-est d'Ottawa ne sont pas encore utilisés à cette fin. Toute corrélation entre l'ensemble des secteurs industriels et les zones isotoxiques obtenues

serait donc dangereuse. Seules les régions industrielles de Gatineau, du centre urbain d'Ottawa-Hull, ainsi qu'une partie du secteur industriel de l'est de la région sont dignes de mention.

La zone de dommage considérable causé aux épiphytes (zone isotoxique I) comprend le territoire de l'usine Eddy. Cette zone se retrouve également près de l'emplacement de l'usine des pâtes et papier de Gatineau. La pauvreté des épiphytes à ces endroits contaminés par l'anhydride sulfureux souligne possiblement l'influence néfaste des émissions de ces deux usines, sur l'environnement biotique. Hoffman (1974) a démontré l'effet nocif des émissions d'une usine de papier, dans la région de Lewiston-Clarkston (Etats-Unis). Selon cet auteur, la vitalité et la diversité des épiphytes diminuent vers la source de pollution.

Les substances polluantes provenant de l'aéroport international au sud d'Ottawa et celui de Rockcliffe au nord-nord-est, ne semblent produire aucun effet nocif sur la végétation épiphytisque. Cette dernière est bien représentée dans ces secteurs, comme l'indiquent les valeurs élevées des indices de pureté atmosphérique (figure 6). Rose (1973) remarque le même fait, près d'un aéroport de faible importance à Londres. Il souligne cependant que les polluants provenant d'un aéroport majeur pourraient possiblement affecter la végétation épiphytisque avoisinante.

Les épiphytes observés le long des chemins de fer ne semblent pas être affectés par cette forme de transport.

Cependant, il serait intéressant d'expliquer l'extension de la deuxième zone isotoxique au sud du Queensway est, par la présence de la gare centrale d'Ottawa. La pollution, près d'un dépôt ferroviaire, est supérieure à celle observée le long des chemins de fer, à cause de la quasi permanence des engins ~~mot~~ moteurs. Par contre, l'effet nocif du secteur industriel de l'est, situé sur le territoire de la gare d'Ottawa, ne peut être exclu. Jones (1952) souligne que les lichens peuvent être affectés par les fumées le long des chemins de fer, mais il ne présente aucune preuve à l'appui.

Donc, les émissions de SO_2 , provenant des deux usines de pâtes et papier s'ajoutent, de toute évidence, à celles provenant de l'urbanisation et de la circulation routière, pour créer un environnement nocif aux épiphytes, dans la région centrale outaouaise. Les industries mineures contribuent probablement de façon minime à la pollution atmosphérique globale de la région.

C. Cas spéciaux (voir figure 6).

Les dommages causés aux épiphytes s'atténuent progressivement avec l'éloignement du centre urbain. Par conséquent, les indices de pureté atmosphérique augmentent graduellement pour atteindre des valeurs maximales en bordure du milieu urbain. Cependant, quelques sites d'échantillonnage présentent des indices de pureté atmosphérique (I.P.A.) insolites.

Un relevé (no 86), effectué dans le parc de la Gatineau (zone isotoxique IV), présente un I.P.A. correspondant aux indices de la troisième zone isotoxique. Néanmoins, la qualité

de l'air est satisfaisante dans cette région. Les phorophytes de ce relevé ont été choisis près d'un boisé, situé entre deux collines. Par conséquent, les conditions optimales de lumière généralement observées chez les phorophytes isolés, ne prévalaient pas à cet endroit. Ce facteur limitant est apparemment la cause principale de la faible diversité lichénique. De fait, ces lieux ombragés ont permis aux bryophytes d'atteindre la plus grande diversité d'espèces, parmi toutes les stations étudiées.

Les stations (no 119 et 121) situées à l'extrémité ouest-nord-ouest du territoire possèdent des I.P.A. assez bas. Un épais dépôt de poussière couvrait le tronc des phorophytes observés dans une de ces stations. Les phorophytes portaient seulement quelques épiphytes de faible recouvrement. La seconde station, bordée d'une route de gravier, présentait également des substrats poussiéreux, quoiqu'à un degré moindre. Le peu d'espèces observées à cet endroit, serait probablement due à l'effet nocif des poussières denses. Gilbert (1976) observe qu'une zone de forte déposition de poussière est accompagnée de peu d'épiphytes. Par contre, dans les régions de déposition modérée, les poussières alcalines favorisent la croissance et l'abondance des épiphytes, en augmentant le pH de l'écorce. Cette dernière observation n'est pas confirmée dans la région outaouaise.

L'extension de la quatrième zone isotoxique vers l'intérieur des régions industrielles de l'est (bordant l'autoroute 417) est due à un indice anormalement élevé (I.P.A.:

53). L'abondance des épiphytes résulte de toute évidence des caractéristiques topographiques de cette station (no 90). Les relevés ont été effectués dans une dépression, où la pollution atmosphérique atteint généralement des concentrations inférieures (Hawksworth 1973). Gilbert (1968) affirme que le taux de SO_2 , dans ces endroits protégés, est inférieur à celui des plateaux avoisinants. La faible vitesse des vents dans une dépression implique qu'un moins grand volume d'air atteindra les épiphytes. Par conséquent, les bryophytes et les lichens, sensibles à la pollution atmosphérique, pénétreront plus près du centre urbain, grâce à ces endroits protégés. Selon Pyatt (1973), la teneur en soufre des thalles de Peltigera sp. est, de loin, inférieure à celle des lichens observés dans une région exposée à une pollution plus sévère.

Finalement, la troisième zone isotoxique, située à l'ouest de la rivière Rideau, se prolonge jusqu'au sud de la région (stations 92 et 98). Les zones urbanisées, établies depuis longtemps, ainsi que les deux artères importantes (Chemins Merivale et Woodroffe) seraient possiblement la cause de la réduction des épiphytes à cet endroit. La zone industrielle adjacente ne semble produire aucun effet néfaste sur la végétation épiphytique, comme l'indique la valeur de l'indice de pureté atmosphérique à cet endroit (I.P.A.: 58).

D. Pollution atmosphérique.

1. Principaux contaminants atmosphériques.

Les quantités approximatives de polluants dégagés sur

le territoire proviennent de Environnement Canada et ont été établies à partir d'une base théorique (Tableau 17). Le monoxyde de carbone (CO) vient en tête, suivi des hydrocarbures, de l'anhydride sulfureux (SO₂), des oxydes d'azote (NO_x) et des particules.

Plus de 320,000 tonnes de contaminants sont libérés chaque année, par les véhicules moteurs, dans la région outaouaise. Ce total représente le double des émissions provenant du transport, dans la région métropolitaine de Winnipeg. La circulation routière est généralement la plus dense au centre urbain outaouais. On peut supposer que le CO et les hydrocarbures y atteignent des concentrations très élevées.

L'anhydride sulfureux constitue le troisième polluant d'importance dans la région. Les systèmes de chauffage des édifices commerciaux, industriels et des habitations libèrent plus de 22,000 tonnes de SO₂ par année. Les deux industries de pâtes et papier ajoutent quelques 14,200 tonnes à ce total. A Raume (Finlande), Turunen, Ikonen et Ora (1976) ont remarqué un désert lichénique correspondant à des émissions de plus de 11,000 tonnes de SO₂ par année. Dans la région outaouaise, les systèmes de chauffage des édifices commerciaux produisent à eux seuls près de 13,000 tonnes de SO₂ par année, libérées en grande partie au centre urbain. La réduction sévère de la végétation épiphytique à cet endroit ne fait aucun doute.

La concentration moyenne de SO₂ (1970 à 1974), sans tenir compte des différentes sources d'anhydride sulfureux,

Tableau 17. Emissions pour la région de la Capitale nationale. Résultats approximatifs de Environnement Canada (d'après Roger Lafleur, comm. pers.).

Source	SO ₂	NO _x	Particules	Hydrocarbures	CO
Transport					
Ontario	300*	11,000	500	32,600	200,000
Québec	100	3,000	165	10,000	66,000
Combustible (résidentiel)					
Ontario	4,400	1,075	620	230	560
Québec	1,450	350	200	75	185
Combustible (commercial)					
Ontario	10,700	3,400	810	155	215
Québec	2,100	680	160	32	40
Combustible (industriel)					
Ontario et Québec	3,480	1,356	274	40	55
Canada Cement**					
Hull	—	—	840	—	—
E.B. Eddy					
Ottawa et Hull	4,770	1,400	540	80	110
C.I.P.					
Gatineau	9,500	2,800	1,050	160	220
Total					
Ontario et Québec	36,800	25,061	5,159	43,372	267,385

* tonnes par année

** maintenant fermée

nous est donnée grâce au programme de surveillance nationale de la pollution atmosphérique d'Environnement Canada (Anonyme 1970 à 1974, Environnement Canada). Le taux moyen de SO_2 s'élève à 0.0159 ppm ($45 \mu\text{g}/\text{m}^3$) au centre de Hull et à 0.0291 ppm ($83 \mu\text{g}/\text{m}^3$) au centre d'Ottawa. Ces concentrations sont nettement inférieures à celles des régions fortement industrialisées. Par exemple, la région de Newcastle (Angleterre) possède un taux maximal d'anhydride sulfureux de $262 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gilbert 1965) et le centre de Londres (Angleterre) possède un taux moyen de $289 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Coppins 1973). Cependant, Morgan-Huws et Haynes (1973) ont observé une réduction significative des lichens à une concentration légèrement supérieure à $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 , dans l'environnement immédiat d'une raffinerie d'huile à Fawley (Angleterre). LeBlanc et Rao (1975) affirment que des concentrations de 0.03 ppm et de 0.006 à 0.03 ppm de SO_2 causent, respectivement, des dommages aigus ou chroniques aux épiphytes observés à Sudbury. Des concentrations inférieures à 0.002 ppm ne semblent produire aucun dommage apparent aux lichens et aux bryophytes. Hawksworth et Rose (1970) démontrent que seulement quelques lichens toxico-tolérants peuvent survivre à une concentration de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 , concentration semblable à celle observée à Ottawa.

Il serait donc inconcevable de nier l'influence nocive des concentrations de SO_2 telles que rencontrées au centre d'Ottawa. Au Canada, les objectifs nationaux de la pollution de l'air comportent deux niveaux de pollution. Pour l'anhydride sulfureux, le niveau maximal acceptable (moyenne arithmétique annuelle) est établi à $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Anonyme 1975b). Au

centre d'Ottawa, des concentrations (moyennes arithmétiques annuelles) de 127.4, 61.4, 86.6, 71.7 et 68.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO_2 ont été établies pour les années 1970 à 1974 (Anonyme 1970 à 1974, Environnement Canada). De plus, le niveau maximal souhaitable (sic) de SO_2 (moyenne arithmétique annuelle) est établi à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Anonyme 1975b). Au centre d'Ottawa, les concentrations d'anhydride sulfureux représentent plus du double de ce taux souhaitable.

Le bioxyde d'azote (NO_2) constitue l'un des principaux oxydes d'azote produits par les réactions de combustion (Nash III 1976b). Plus de la moitié (14,000 tonnes/année) des oxydes d'azote dégagés sur le territoire, proviennent des véhicules moteurs. Les systèmes de chauffage des édifices commerciaux, industriels, résidentiels et les industries en libèrent 11,000 tonnes par année. La première évidence de l'effet nocif du NO_2 sur les épiphytes fut établie par Nash III (1976b). Des concentrations très élevées de NO_2 (4 à 8 ppm) produisent une réduction de la chlorophylle des lichens. Cependant, comme le souligne l'auteur, le NO_2 est un agent phytotoxique de peu d'importance pour les lichens car les concentrations au sol dépassent rarement 1 ppm. Dans la région de la Capitale nationale, la concentration moyenne (1971-1972) des oxydes d'azote s'élevait à 0.036 ppm (Anonyme 1971, 1972, Ontario). Cette concentration est, de loin, inférieure au taux nocif de NO_2 (4 à 8 ppm) suggéré par Nash III (1976b).

Les particules constituent une forme de pollution mineure, dans la région de l'Outaouais. Les sources ponc-

tuelles, situées en majeure partie du côté québécois (C.I.P., Canada Cement, Eddy: Appendice, figure 34), dégagent près de 2,500 tonnes de particules par année. Si cette matière polluante exerce une influence nocive sur la végétation épiphytique, alors elle sera localisée à la zone de forte déposition de poussière. Les sources mobiles (véhicules moteurs) et les sources dispersées (édifices et habitations) libèrent plus de 2,700 tonnes de particules par année. Dans la région de Winnipeg, la pollution due aux particules représente près de 8,000 tonnes par année (Stringer et Stringer 1974) et ne semble causer aucun dommage à la végétation épiphytique.

2. Dispersion des contaminants atmosphériques (Appendice, figure 35).

La vitesse des vents influence la dispersion des contaminants. Dans la vallée de l'Outaouais, la vitesse des vents est maximale durant les mois d'hiver (novembre, janvier à mars), saison propice aux fortes concentrations de polluants. Par conséquent, la dilution des contaminants sera sans doute supérieure durant cette période et ainsi pourra minimiser l'effet des pollutions hivernales. Cependant, les vents sont considérablement affaiblis en milieu urbain; cette réduction est de l'ordre de 10 à 30%. Les artères perpendiculaires à la direction prédominante des vents présentent des conditions atmosphériques presque calmes et les contaminants s'y accumulent. Par contre, le long des artères alignées dans la direction prédominante des vents, ces derniers sont accélérés et la dilution y est

plus efficace.

La direction des vents influence également la dispersion des contaminants. Dans la région outaouaise, les vents d'été (mai à octobre) soufflent en moyenne du sud-ouest et dispersent les agents toxiques vers le nord-est; aux mois de novembre et de mars, les vents de l'est inversent la dispersion. Enfin les vents de l'ouest prédominent aux mois de décembre, janvier, février et avril et dispersent les contaminants vers l'est de la région. La diminution de la végétation épiphytisque est plus nettement évidence selon la direction prédominante des vents. De fait, le patron d'ensemble formé par les zones isotoxiques (figure 6) correspond à la direction des vents dominants, avec un axe sud-ouest et nord-est, ainsi qu'une légère déviation vers l'est. Il est d'ailleurs établi que les dommages causés aux lichens et aux bryophytes sont plus sévères selon la direction prédominante des vents (Pišůt et Lisická-Jelínková 1974; LeBlanc, Robitaille et Rao 1974).

Enfin, la topographie est peu accidentée dans la région outaouaise, à l'exception de la barrière formée par les collines de la Gatineau (305 mètres et plus), situées au nord du territoire. Elles freinent la dispersion des contaminants, qui sont alors confinés aux basses terres de la vallée. De plus, la turbulence créée sur le flanc de l'élévation projette rapidement au niveau du sol une partie de l'air chargé de produits toxiques (Wanta 1968, cité par Saunders et Wood 1973). La qualité de l'air est donc supérieure avec l'altitude, d'où une végétation épiphytisque

abondante dans le secteur des collines de la Gatineau (I.P.A. élevés). Fenton (1964) et Pyatt (1970) ont observée une augmentation du nombre d'épiphytes avec l'altitude.

De plus, le filtrage des substances polluantes, exercé par les végétaux, permet d'amoindrir les effets nocifs d'une atmosphère viciée. La couverture végétale peut ainsi fixer les poussières ou capter l'anhydride sulfureux sous forme de sulfates. A titre d'exemple, une couverture continue de luzerne permet de capter plus de $\frac{1}{4}$ tonne/mille²/jour d'anhydride sulfureux, d'une atmosphère contenant 0.01-0.03 ppm de SO₂ (Bennett et Hill 1975). Ainsi, l'abondance et la diversité des épiphytes observés dans le parc de la Gatineau serait également le résultat de l'effet assainissant de sa couverture forestière.

Quatrième partie: Etude de la végétation
épiphytique, selon les zones isotoxiques obtenues.

La méthode de cartographie basée sur l'indice de pureté atmosphérique permet une synthèse des paramètres phytosociologiques de la végétation cryptogamique. Cependant, ces paramètres peuvent être étudiés individuellement afin d'observer la variation de la richesse spécifique, de la fréquence et du recouvrement des épiphytes face à l'environnement urbain. Grâce aux zones isotoxiques délimitées, il est aisé d'étudier le décroissement de chaque paramètre selon le gradient de pollution. Ce dernier est donné par les zones I à IV qui représentent respectivement l'éloignement du foyer de contamination.

I Résultats.

A. Richesse spécifique.

1. Nombre moyen d'espèces par station, pour chaque zone isotoxique (Tableau 18a).

Le nombre moyen d'espèces par station pour chaque zone, est défini comme suit:

$$N_m = \frac{\Sigma \text{ nombre d'espèces par station, pour la zone étudiée}}{\text{nombre de stations dans la zone}}$$

N_m représente la moyenne des espèces observées par station, dans chaque zone isotoxique. La zone centrale (I) comprend une moyenne de 2.3 espèces par station alors que la zone (IV) éloignée du centre urbain, contient la plus grande richesse spécifique, soit une moyenne de 21.2 espèces par station.

La région de confiance calculée a démontré que toutes les moyennes sont différentes au seuil de probabilité de 5%.

2. Nombre moyen d'espèces par station, pour chaque zone isotoxique, en tenant compte des groupes d'épiphytes (Tableau 18b).

Ce nombre désigne la moyenne des différents groupes d'épiphytes par station, dans chaque zone isotoxique. Cette distinction permet d'étudier la sensibilité des groupes d'épiphytes, face à la pollution atmosphérique. Certains types biologiques, tels les lichens fruticuleux et les hépatiques, sont absents des zones isotoxiques centrales (I et II). Par contre, ils sont représentés dans les zones subséquentes (III et IV). Les lichens crustacés et foliacés sont présents au centre urbain mais la richesse spécifique maximale est atteinte dans la zone isotoxique IV, en bordure de l'agglomération urbaine. La diversité des mousses est également plus grande dans les stations périphériques.

Chez les trois types biologiques de lichens, les moyennes sont en majorité différentes, au seuil de probabilité de 5%. Par contre, chez les hépatiques, il n'y a aucune différence significative entre les moyennes. Chez les mousses, seules les moyennes des zones isotoxiques III et IV sont différentes de façon significative.

B. Fréquence zonale de chaque espèce (Tableau 19a,b,c).

La fréquence zonale, exprimée en pourcentage, est défini comme suit:

$$F_z = \frac{\text{nombre de stations où l'espèce apparaît (dans la zone étudiée)}}{\text{nombre de stations dans la zone}} \times 100$$

Tableau 18. Richesse spécifique.

a. Nombre moyen d'espèces par station, pour chaque zone.

	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV
Moyennes**	2.3	7.7	13.3	21.2

b. Nombre moyen d'espèces par station, selon les groupes d'épiphytes, pour chaque zone.

	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV
Crustacés**	0.1	1.3	2.8	6.0
Foliacés**	1.1	4.6	7.6	10.1
Fruticuleux	0	0	↔ R*	0.3
Mousses	0.1	↔ 0.8	↔ 1.6	3.7
Hépatiques	0	0	↔ 0.1	↔ 0.1

* Rare < 0.05

** Les moyennes de chaque zone sont différentes, au seuil de probabilité de 5%.

↔ Les moyennes reliées par ce symbole ne sont pas différentes, de façon significative.

Elle représente le pourcentage d'apparition (ou fréquence d'apparition) de chaque espèce, dans les différentes zones isotoxiques. La fréquence zonale permet de déterminer l'importance de chaque espèce, selon la distance du foyer de pollution.

Chez les lichens crustacés (Tableau 19a), les fréquences maximales sont atteintes en bordure de l'agglomération, alors qu'au centre urbain (zone I), les fréquences sont nulles chez la majorité de ces espèces. Chez les lichens foliacés (Tableau 19b), les valeurs les plus élevées (100%) sont atteintes dans la zone isotoxique IV, où la qualité de l'air est satisfaisante. Cependant, quelques lichens foliacés atteignent des valeurs dignes de mention, dans la zone isotoxique centrale. L'algue (Tableau 19b) présente un pourcentage d'apparition élevé dans chaque zone. Les lichens fruticuleux (Tableau 19b) et les hépatiques (Tableau 19b), absents des zones isotoxiques centrales, sont en quantité négligeable dans les zones III et IV. Chez les mousses (Tableau 19c), Leskea polycarpa et Platygyrium repens atteignent des fréquences maximales dans la quatrième zone isotoxique. Presque toutes les mousses sont absentes de la zone I.

C. Recouvrement moyen pour 15 espèces importantes, selon les zones isotoxiques (Tableau 20).

Le recouvrement moyen est défini comme suit:

$$R_m = \frac{\sum C_m \text{ d'une espèce, pour les stations de la zone}}{\text{nombre de stations dans la zone}}$$

où C_m représente la couverture-abondance moyenne d'une espèce

Tableau 19. Fréquence zonale en pourcentage, pour chaque espèce et le nombre de stations par zone.

a. Lichens crustacés

TAXA	No. de stations	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV
		23	25	34	73
<i>Arthonia caesia</i> (Flot.) Körb.		0	0	8.8	15.1
<i>Arthonia radiata</i> (Pers.) Ach.		0	0	0	2.7
<i>Arthopyrenia willeyana</i> R.C. Harris		0	0	0	1.4
<i>Arthopyrenia</i> sp.		0	0	2.9	1.4
<i>Bacidia chlorococca</i> (Graewe ex Stizenb) Lett.		0	48	52.9	61.6
cfr. <i>Bacidia incompta</i> (Borr. ex Hook.) Anzi		0	4	0	0
<i>Buellia punctata</i> (Hoffm.) Mass.		0	4	41.2	78.1
<i>Buellia stillingiana</i> J. Stein.		0	4	0	28.8
<i>Caloplaca cerina</i> (Ehrh.) Th. Fr.		0	0	11.8	24.7
<i>Caloplaca holocarpa</i> (Hoffm.) Wade		0	0	8.8	30.1
<i>Caloplaca microphyllina</i> (Tuck.) Hasse		0	0	0	6.9
<i>Candelariella vitellina</i> (Ehrh.) Müll. Arg.		0	0	0	6.9
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Ach.) Lett.		0	0	2.9	21.9
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.		0	4	20.6	49.3
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.		0	0	0	1.4
<i>Lecanora glabrata</i> (Ach.) Malme		0	0	2.9	4.1
<i>Lecanora hageni</i> (Ach.) Ach.		8.7	16	23.5	43.8
<i>Lecanora impudens</i> Degel.		0	12	32.4	60.3
<i>Lecanora symmicta</i> (Ach.) Ach.		0	12	23.5	65.8
<i>Lecanora</i> sp.		0	4	0	4.1
<i>Lecidia scalaris</i> (Ach.) Ach.		0	0	2.9	1.4
<i>Lecidia vernalis</i> (L.) Ach.		0	0	0	1.4
<i>Lepraria</i> sp.		0	8	5.9	15.1

Tableau 19. a. (suite)

<i>Ochrolechia androgyna</i> (Hoffm.) Arn.	0	4	0	8.2
<i>Ochrolechia rosella</i> (Müll. Arg.) Vers.	0	0	0	2.7
<i>Pertusaria alpina</i> Hepp.	0	0	0	1.4
<i>Rinodina dakotensis</i> Magn.	4.4	12	41.2	53.4
<i>Rinodina halei</i> Magn.	0	0	0	8.2

b. Lichens foliacés et fruticuleux, hépatiques et algue.

TAXA	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV
	No. de stations	23	25	34
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) B. Stein	8.7	64	91.2	100
<i>Leptogium cyanescens</i> (Ach.) Korb.	0	0	2.9	0
<i>Parmelia aurulenta</i> Tuck.	0	0	2.9	2.7
<i>Parmelia bolliana</i> Müll. Arg.	0	0	0	1.4
<i>Parmelia caperata</i> (L.) Ach.	0	0	2.9	41.1
<i>Parmelia cumberlandia</i> (Gyeln.) Hale	0	0	0	1.4
<i>Parmelia rudecta</i> Ach.	0	0	8.8	24.7
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	0	0	0	1.4
<i>Parmelia subaurifera</i> Nyl.	0	20	20.6	50.7
<i>Parmelia sulcata</i> Tayl.	34.8	76	76.5	98.6
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) Oliv.	17.4	60	94.1	97.3
<i>Physcia aipolia</i> (Ehrh.) Hampe	0	8	64.7	90.4
<i>Physcia caesia</i> (Hoffm.) Hampe	0	0	0	2.7
<i>Physcia ciliata</i> (Hoffm.) Du Rietz	0	4	2.9	15.1
<i>Physcia dubia</i> (Hoffm.) Lett.	0	0	14.7	9.6
<i>Physcia millegrana</i> Degel.	30.4	68	91.2	100
<i>Physcia nigricans</i> (Florke) Stizenb.	0	0	0	1.4

Tableau 19. b. (suite)

<i>Physcia orbicularis</i> (Neck.) Poetsch	0	32	73.5	97.3
<i>Physcia stellaris</i> (L.) Nyl.	0	16	55.9	79.5
<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt	13	52	100	100
<i>Xanthoria fallax</i> (Hepp.) Arn.	4.4	52	64.7	89
<i>Xanthoria polycarpa</i> (Ehrh.) Oliv.	0	0	0	5.5
<hr/>				
<i>Cladonia chlorophaea</i> (Flörke ex Somm.) Spreng.	0	0	0	4.1
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.	0	0	2.9	5.5
<i>Evernia mesomorpha</i> Nyl.	0	0	0	4.1
<i>Ramalina fastigiata</i> (Pers.) Ach.	0	0	0	13.7
<i>Usnea cfr. hirta</i> (L.) Wigg.	0	0	0	4.1
<hr/>				
<i>Frullania eboracensis</i> Gott.	0	0	5.9	6.9
<i>Porella platyphylloidea</i> (Schwein.) Lindb.	0	0	2.9	1.4
<i>Radula complanata</i> (L.) Dumort.	0	0	2.9	1.4
<i>Radula</i> sp.	0	0	0	1.4
<hr/>				
<i>Protococcus viridis</i>	100	96	100	98.6
<hr/>				

c. Mousses

TAXA	Zone I Zone II Zone III Zone IV			
	No. de stations	23	25	34
<i>Amblystegium juratzkanum</i> Schimp.	4.4	0	0	6.9
<i>Amblystegium serpens</i> (Hedw.) B.S.G.	0	20	20.6	28.8
<i>Amblystegium varium</i> (Hedw.) Lindb.	0	4	0	2.7

Tableau 19. c. (suite)

<i>Amblystegium</i> sp.	0	0	5.9	2.7
<i>Anomodon minor</i> (Hedw.) Fürnr.	0	0	0	1.4
<i>Anomodon rugelii</i> (C. Müll.) Keissl.	0	0	2.9	0
<i>Brachythecium acuminatum</i> (Hedw.) Aust.	0	0	0	4.1
<i>Brachythecium oxycladon</i> (Brid.) Jaeg. & Sauerb.	0	0	2.9	6.9
<i>Brachythecium reflexum</i> (Starke ex Web. & Mohr) B.S.G.	0	0	0	12.3
<i>Brachythecium salebrosum</i> (Web. & Mohr) B.S.G.	0	8	14.7	39.7
<i>Brachythecium velutinum</i> (Hedw.) B.S.G.	0	4	5.9	4.1
<i>Brachythecium</i> sp.	0	0	0	11.0
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.	4.4	0	0	0
<i>Bryum capillare</i> Hedw.	0	0	0	1.4
<i>Campylium hispidulum</i> (Brid.) Mitt.	0	0	2.9	4.1
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	0	0	0	11.0
<i>Cratoneuron filicinum</i> (Hedw.) Spruce var. <i>curvicaule</i> (Jur.) Moenk.	0	0	0	1.4
<i>Dicranum viride</i> (Sull. & Lesq. ex Sull.) Lindb.	0	0	0	1.4
<i>Drepanocladus uncinatus</i> (Hedw.) Warnst.	0	0	0	2.9
<i>Homomallium adnatum</i> (Hedw.) Broth.	0	4	5.9	8.2
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	0	0	0	1.4
<i>Hypnum pallescens</i> (Hedw.) P.-Beauv.	0	8	5.9	6.9
<i>Leptodictyum riparium</i> (Hedw.) Warnst.	0	0	2.9	4.1
<i>Leskea polycarpa</i> Hedw.	4.4	20	52.9	74.0
<i>Leskeella nervosa</i> (Brid.) Loeske	0	4	2.9	4.1
<i>Leucodon brachypus</i> Brid. var. <i>andrewsianus</i> Crum & Anderson	0	0	0	1.4
<i>Orthotrichum obtusifolium</i> Brid.	0	4	2.9	17.8
<i>Orthotrichum pumilum</i> Sw.	0	0	8.8	17.8
<i>Plagiomnium cuspidatum</i> (Hedw.) Kop.	0	0	0	13.7
<i>Plagiothecium denticulatum</i> (Hedw.) B.S.G.	0	0	0	1.4

Tableau 19. c. (suite)

<i>Plagiothecium laetum</i> B.S.G.	0	0	0	1.4
<i>Platygyrium repens</i> (Brid.) B.S.G.	0	8	20.6	52.1
<i>Pylaisiella polyantha</i> (Hedw.) Grout	0	0	2.9	17.8
<i>Tortula muralis</i> Hedw.	0	0	0	2.7

par station. Le recouvrement moyen est donné pour les 15 espèces de fréquence supérieure à 10% (voir Tableaux 10 et 11) car, en général, les épiphytes de faible fréquence (particulièrement les espèces rares) sont souvent confinés aux zones périphériques. Ils ne présentent, par conséquent, aucune augmentation du recouvrement, selon le gradient de pollution.

Le recouvrement moyen par les espèces augmente progressivement selon la séquence formée par les zones isotoxiques I à IV. Les lichens foliacés présentent une augmentation appréciable du recouvrement moyen, avec l'éloignement de la source de contamination. Ils atteignent des recouvrements importants en bordure du milieu urbain (zone IV), où l'air est relativement pur. Par contre, les lichens crustacés et le Leskea polycarpa montrent une augmentation moins marquée. L'algue possède un recouvrement semblable, dans chaque zone isotoxique. Les moyennes de recouvrement par les Physcia, Candelaria concolor et Physconia grisea sont toutes différentes, au seuil de probabilité de 5% (Tableau 20).

Tableau 20. Recouvrement moyen pour 15 espèces importantes, pour chaque zone isotoxique.

TAXA	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV
<i>Rinodina dakotensis</i>	R* ↔ R		0.3 ↔ 0.5	
<i>Lecanora symmicta</i>	0 ↔ R	↔	0.1	0.4
<i>Buellia punctata</i>	0 ↔ R		0.3	0.7
<i>Bacidia chlorococca</i>	0	0.4 ↔ 0.7	↔	0.9
<i>Physcia stellaris**</i>	0	0.1	0.4	0.8
<i>Physcia aipolia**</i>	0	R	0.5	1.3
<i>Xanthoria fallax</i>	R	0.3 ↔ 0.7	↔	1.2
<i>Physcia orbicularis**</i>	0	0.1	0.8	2.0
<i>Candelaria concolor**</i>	R	0.2	0.9	2.2
<i>Parmelia sulcata</i>	0.1	0.7 ↔ 1.1		2.4
<i>Physconia grisea**</i>	R	0.3	1.2	2.6
<i>Physcia adscendens**</i>	0.1	0.4	1.7	3.0
<i>Physcia millegrana**</i>	0.1	0.6	1.6	4.5
<i>Protococcus viridis</i>	2.7 ← 3.4	→ 2.7		2.7
<i>Leskea polycarpa</i>	R ↔ 0.1		0.4 ↔ 0.7	

* Rare < 0.05

** Les moyennes de chaque zone sont différentes, au seuil de probabilité de 5%.

↔ Les moyennes reliées par ce symbole ne sont pas différentes, de façon significative.

II Discussion et conclusions.

Les paramètres phytosociologiques ont été étudiés selon un gradient environnemental défini du centre urbain vers la périphérie de l'agglomération. La pureté de l'air est, de façon générale, directement proportionnelle à la distance du foyer de contamination (zone isotoxique centrale). Il est donc possible de démontrer la variation de chaque paramètre selon l'influence du milieu.

A. Richesse spécifique, en fonction des zones isotoxiques.

La richesse spécifique, exprimée par le nombre moyen d'espèces, augmente de façon significative selon le gradient environnemental (figure 22). La zone isotoxique centrale, où la pollution atmosphérique est élevée, est presque dépourvue d'épiphytes. Par contre, le nombre moyen d'espèces est grand en bordure de l'agglomération urbaine. Il en est de même des lichens crustacés et foliacés qui, individuellement, montrent une augmentation significative du nombre moyen d'espèces selon le gradient environnemental (figure 23). Chez les lichens fruticuleux, l'augmentation est significative uniquement entre les zones périphériques (III et IV). Ce type biologique fait preuve d'une sensibilité élevée vis-à-vis des pollutions. Leur absence des zones isotoxiques centrales ne fait que confirmer un phénomène souvent observé.

Chez les mousses, la différence entre les moyennes est significative en bordure du milieu urbain (figure 24).

Figure 22. Le nombre moyen d'espèces par station,
pour chaque zone isotoxique.

NOMBRE MOYEN D'ESPÈCES PAR STATION

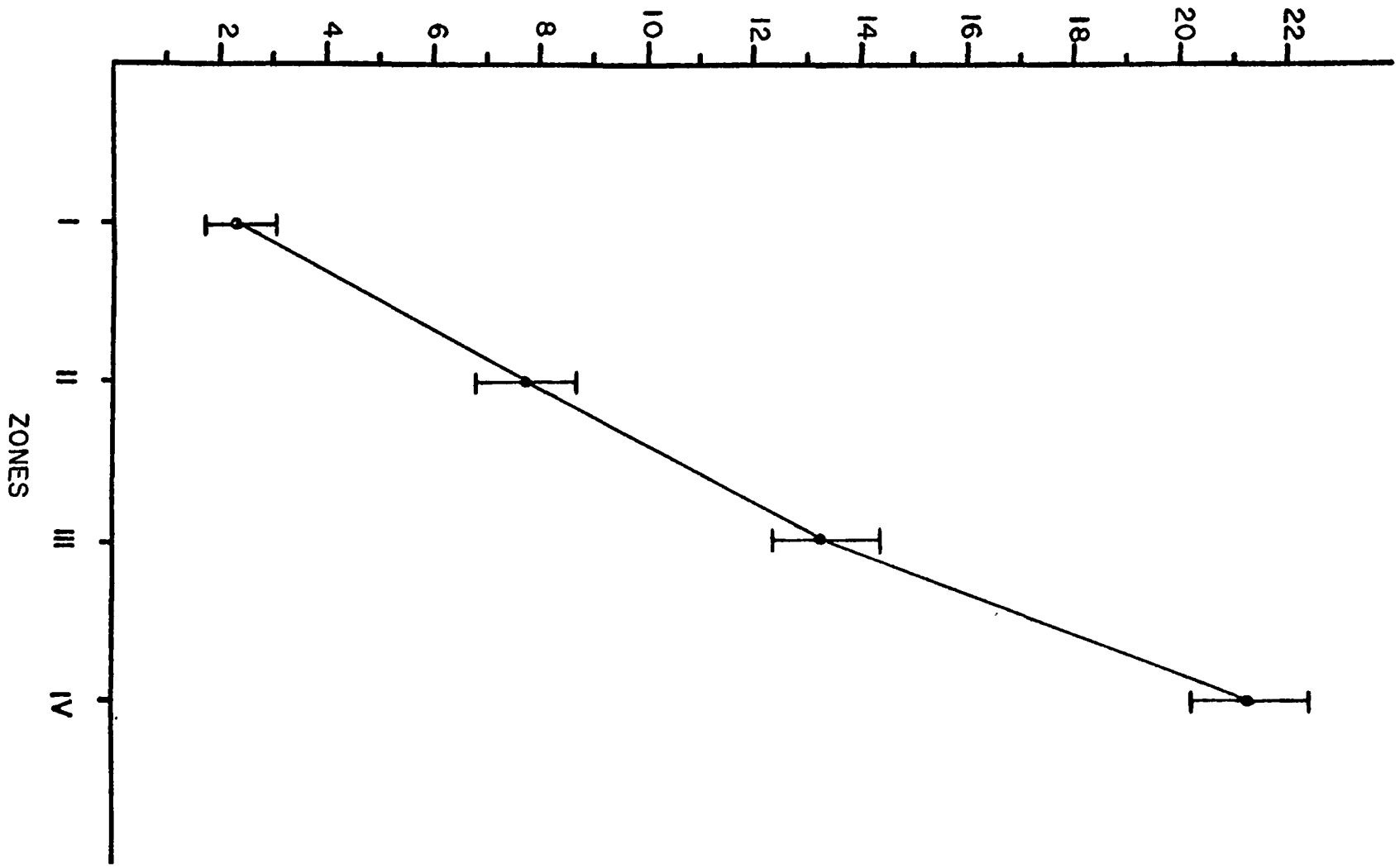


Figure 23. Le nombre moyen de lichens foliacés, crustacés et fruticuleux par station, pour chaque zone isotoxique.

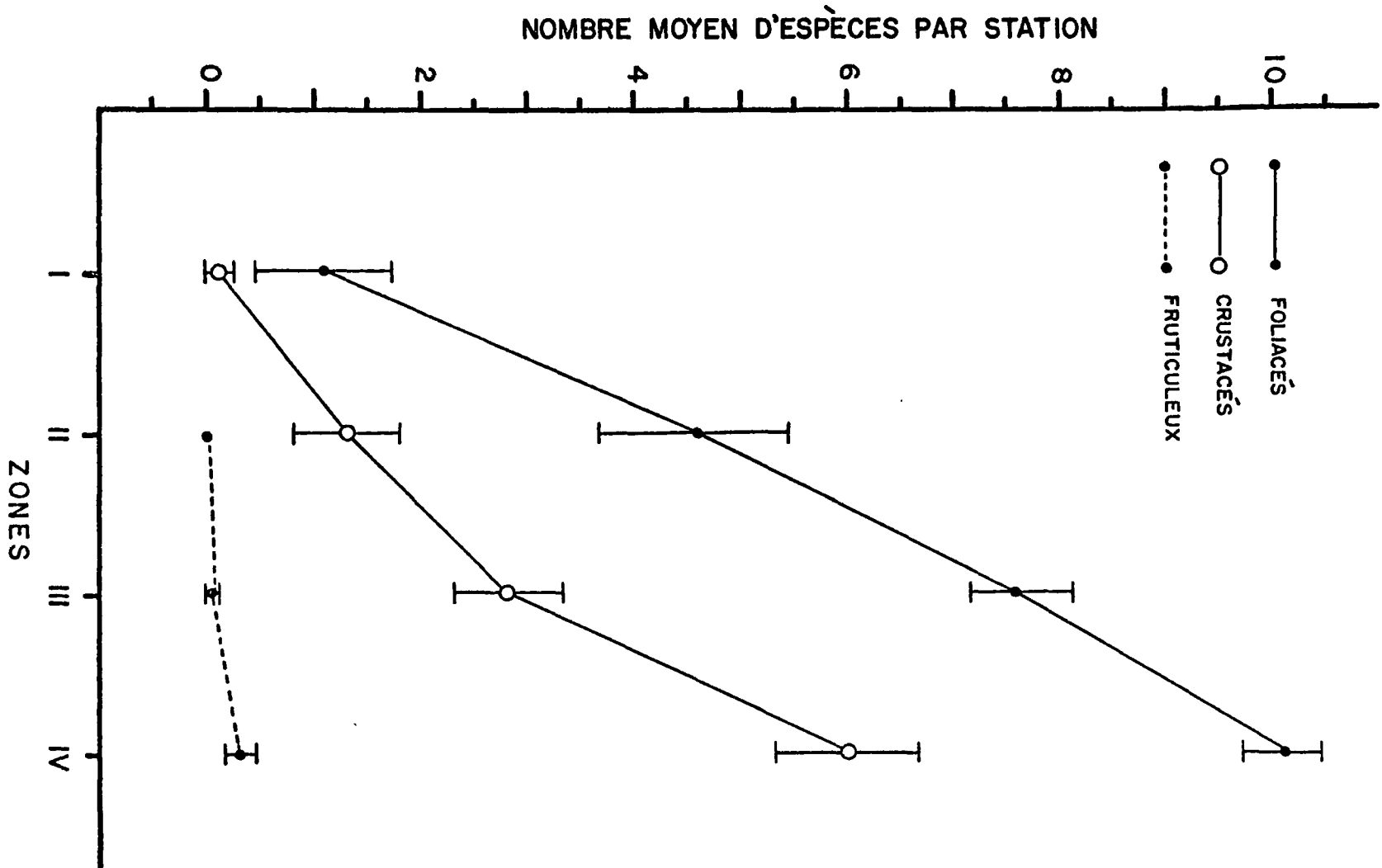
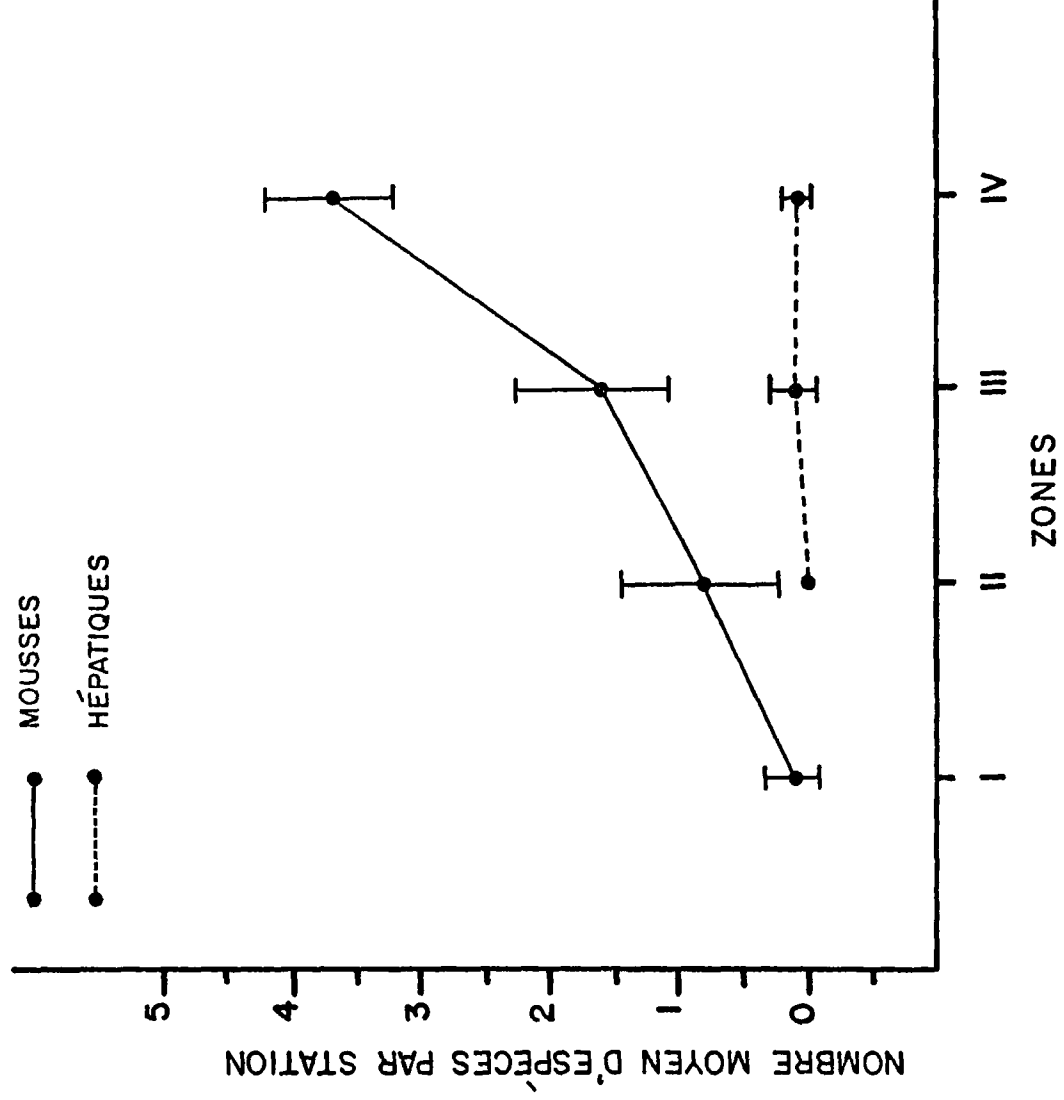


Figure 24. Le nombre moyen de mousses et d'hépatiques par station, pour chaque zone isotoxique.



Aucune différence significative n'est décelée entre la zone centrale (I) et la troisième zone isotoxique. Contrairement aux lichens, les mousses se retrouvent, en majorité, à la base du phorophyte, endroit protégé des vents chargés de polluants toxiques. Cette position privilégiée a permis la pénétration d'un plus grand nombre de mousses vers les régions contaminées du territoire. Il n'y a donc aucune diminution significative du nombre moyen de mousses dans les secteurs pollués. Les hépatiques ont été observées seulement dans quelques relevés. Ce faible échantillonnage ne permet pas de démontrer une gradation de la zone I à la zone IV.

On peut conclure que le nombre moyen d'épiphytes augmente selon un gradient environnemental défini par les zones isotoxiques délimitées. En considérant les groupes d'épiphytes, le nombre moyen de lichens crustacés et foliacés s'accroît vers les secteurs où la qualité de l'air est satisfaisante (zone IV). Par contre, chez les groupes d'importance secondaire, l'augmentation est moins marquée.

Gilbert (1965) remarque que le nombre d'épiphytes augmente du centre pollué de Newcastle (Angleterre) vers les secteurs périphériques. Selon Jones (1952), le nombre de lichens crustacés, foliacés et fruticuleux s'accroît lorsque la qualité de l'air s'améliore.

B. Fréquence zonale, en fonction des zones isotoxiques.

La fréquence zonale de la majorité des espèces, augmente selon le gradient environnemental formé par les zones isotoxi-

ques. Ce fait est illustré pour 15 espèces importantes, soit de fréquence supérieure à 10%.

L'augmentation de la fréquence zonale, en fonction de l'éloignement du centre urbain, est évidente chez les lichens crustacés illustrés (figure 25). Bacidia chlorococca pénètre près du centre urbain (zone II) avec une fréquence appréciable et Buellia punctata domine dans la quatrième zone isotoxique. Chez les lichens foliacés (figure 26 a,b), une tendance similaire se manifeste. Les fréquences zonales minimales se retrouvent au centre urbain, où la pollution est sévère et les fréquences zonales maximales correspondent aux zones périphériques, où la qualité de l'air est supérieure.

Chez les bryophytes, la seule espèce importante, Leskea polycarpa, possède également une fréquence zonale croissante, selon le gradient de pollution (figure 27). Par contre, l'algue Protococcus viridis ne présente aucune augmentation (figure 27). Elle tolère l'atmosphère viciée du milieu urbain.

On peut conclure que la fréquence zonale de la majorité des épiphytes, est directement proportionnelle à la distance du foyer de contamination, distance représentée par les zones isotoxiques I à IV. Lors d'une étude à Long Island, Brodo (1966) observe que la fréquence en pourcentage de six espèces importantes, augmente avec la distance du centre de Brooklyn, région hautement industrialisée.

Figure 25. La fréquence zonale en pourcentage, pour quelques lichens crustacés.

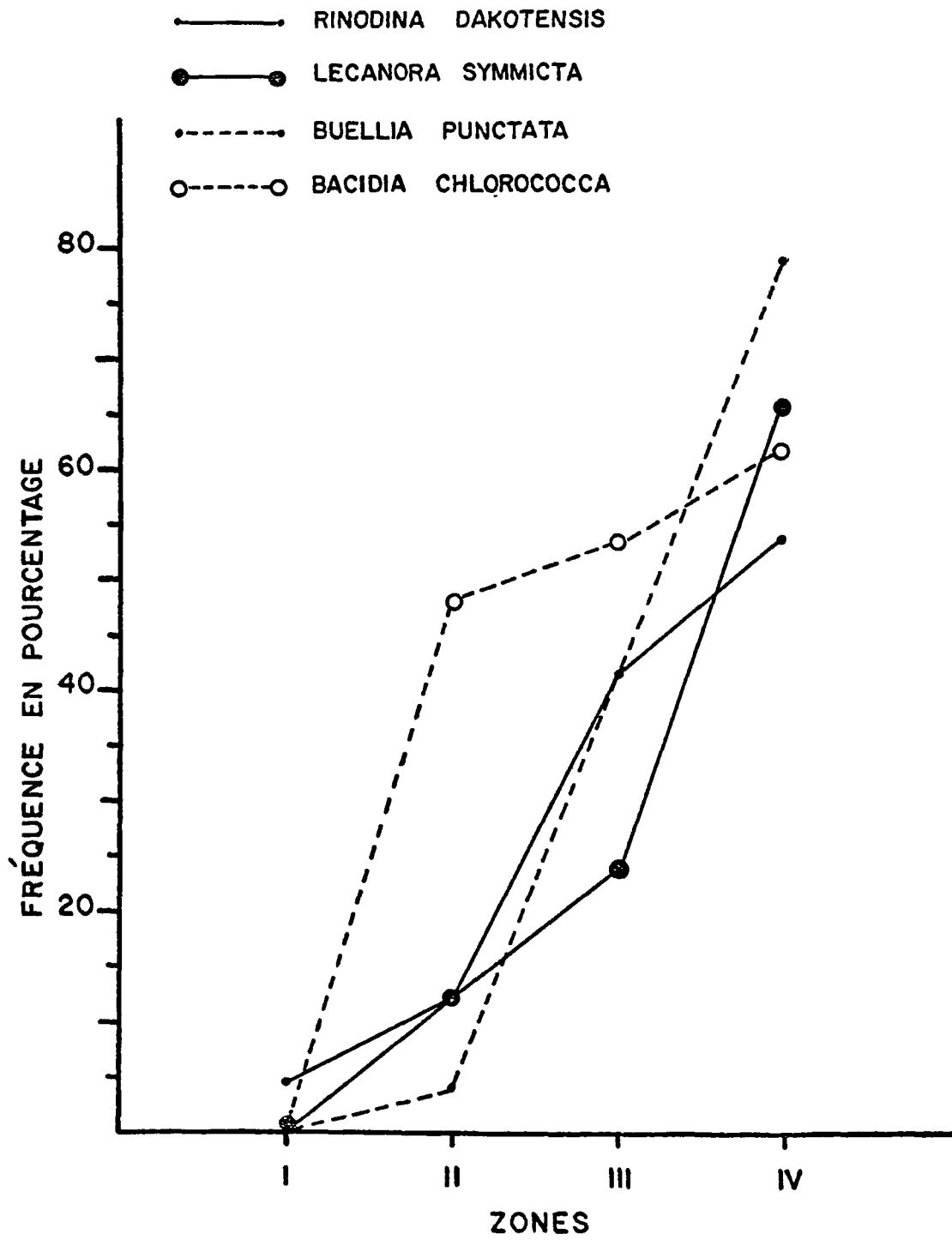
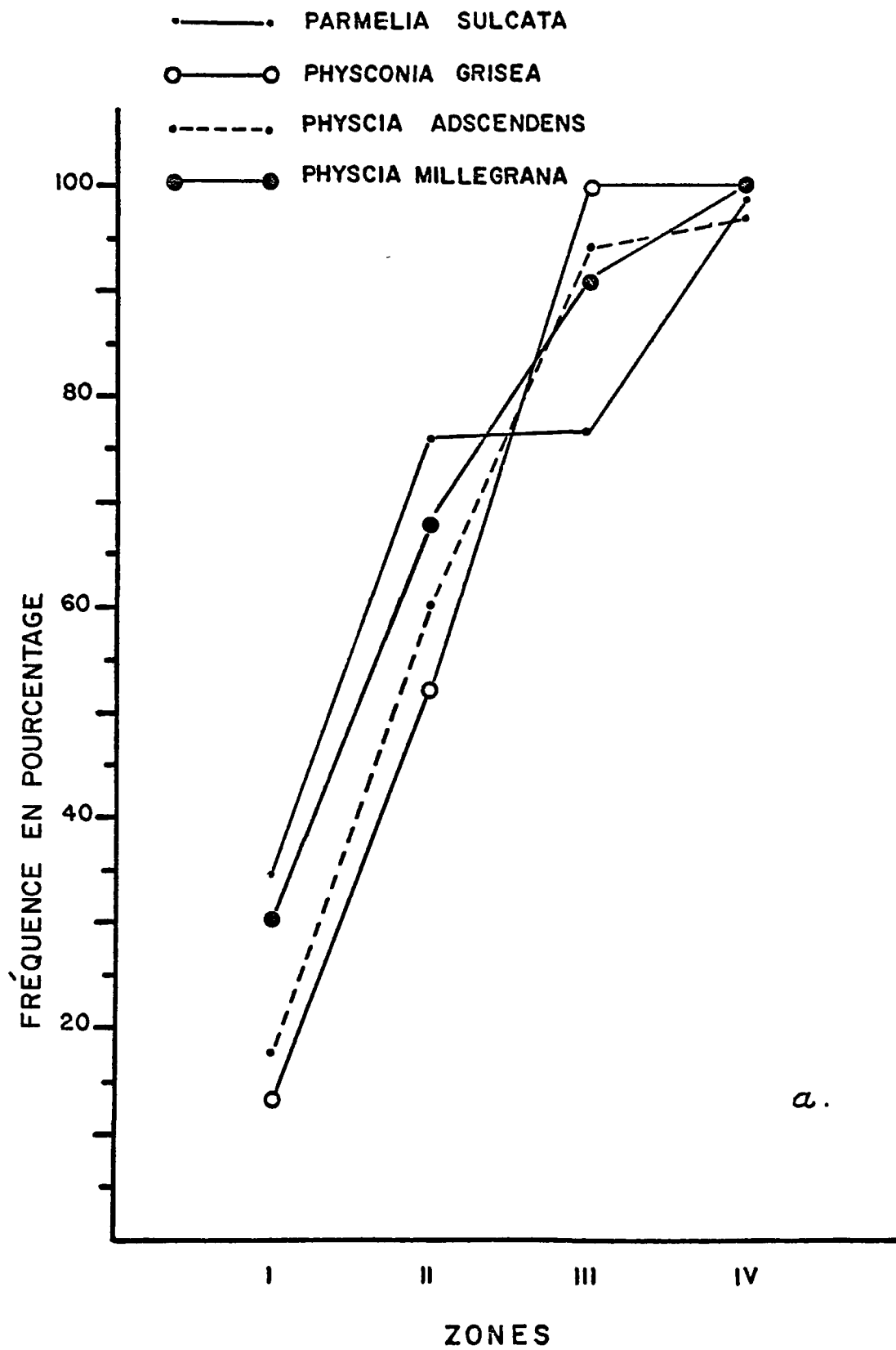


Figure 26 a, b. La fréquence zonale en pourcentage,
pour quelques lichens foliacés.



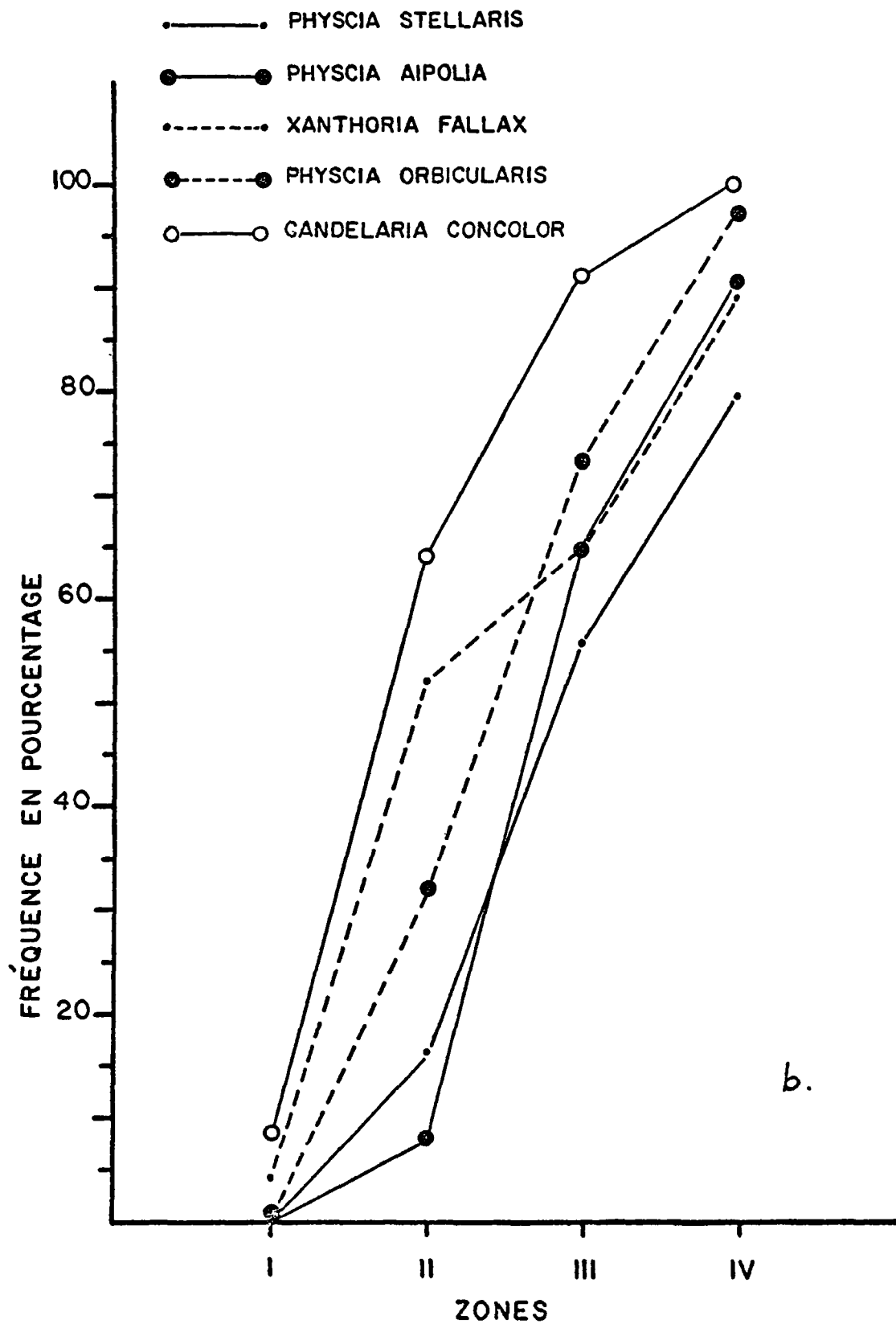
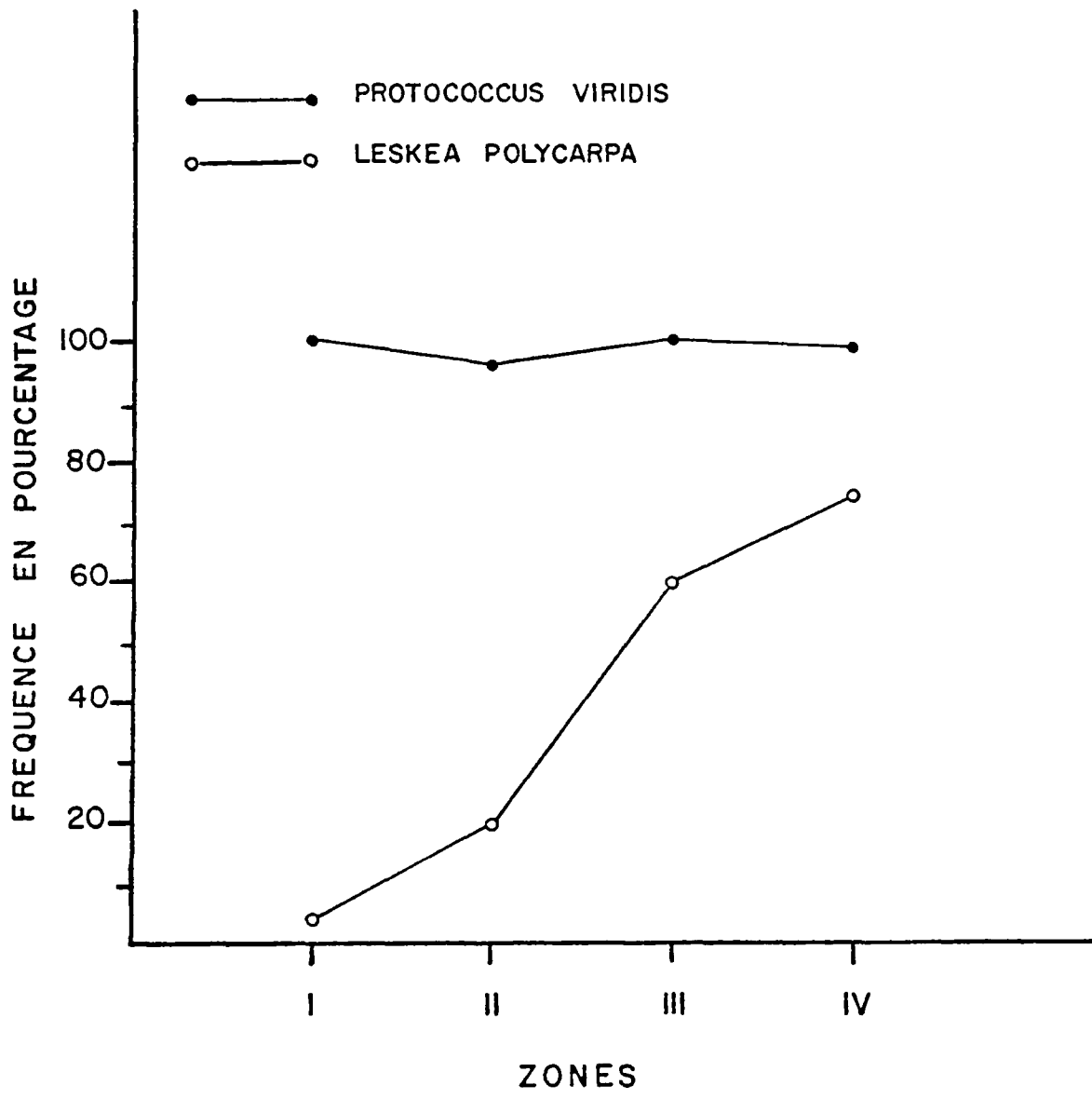


Figure 27. La fréquence zonale en pourcentage, pour le Protococcus viridis et le Leskea polycarpa.



C. Recouvrement moyen, en fonction des zones isotoxiques.

L'augmentation du recouvrement moyen, du centre de contamination vers les zones périphériques, est observée chez la majorité des espèces. Parmi les lichens crustacés et Leskea polycarpa (figure 28), seul Bacidia chlorococca pénètre près du centre urbain (zone II) avec un recouvrement moyen appréciable. Cette espèce tolère mieux le milieu contaminé que les autres lichens crustacés. Ahti et Vitikainen (1974) ont également démontré la toxitolérance élevée de cet épiphyte. Enfin, les lichens foliacés (figure 29 a,b) atteignent tous un recouvrement maximal en milieu non pollué, où dominent Physcia millegrana et P. adscendens. Ces épiphytes, conjointement avec Parmelia sulcata sont les seuls lichens aptes à pénétrer la zone isotoxique centrale avec un recouvrement appréciable (≥ 0.1). Leur tolérance élevée aux pollutions a déjà été discutée (page 117).

On peut conclure que le recouvrement moyen par chaque épiphyte important augmente, parallèlement à la richesse spécifique et à la fréquence zonale, selon le gradient environnemental (zones I à IV). Cette augmentation résulte, de toute évidence, d'une amélioration progressive de la qualité de l'air selon le gradient. Fenton (1960) établit une corrélation entre le recouvrement lichénique et la distance du centre pollué de Belfast (Irlande). Le recouvrement total et celui des différents types biologiques, diminuent progressivement de la périphérie vers le centre de la ville.

Figure 28. Le recouvrement moyen par quelques lichens crustacés et par Leskea polycarpa, pour chaque zone isotoxique.

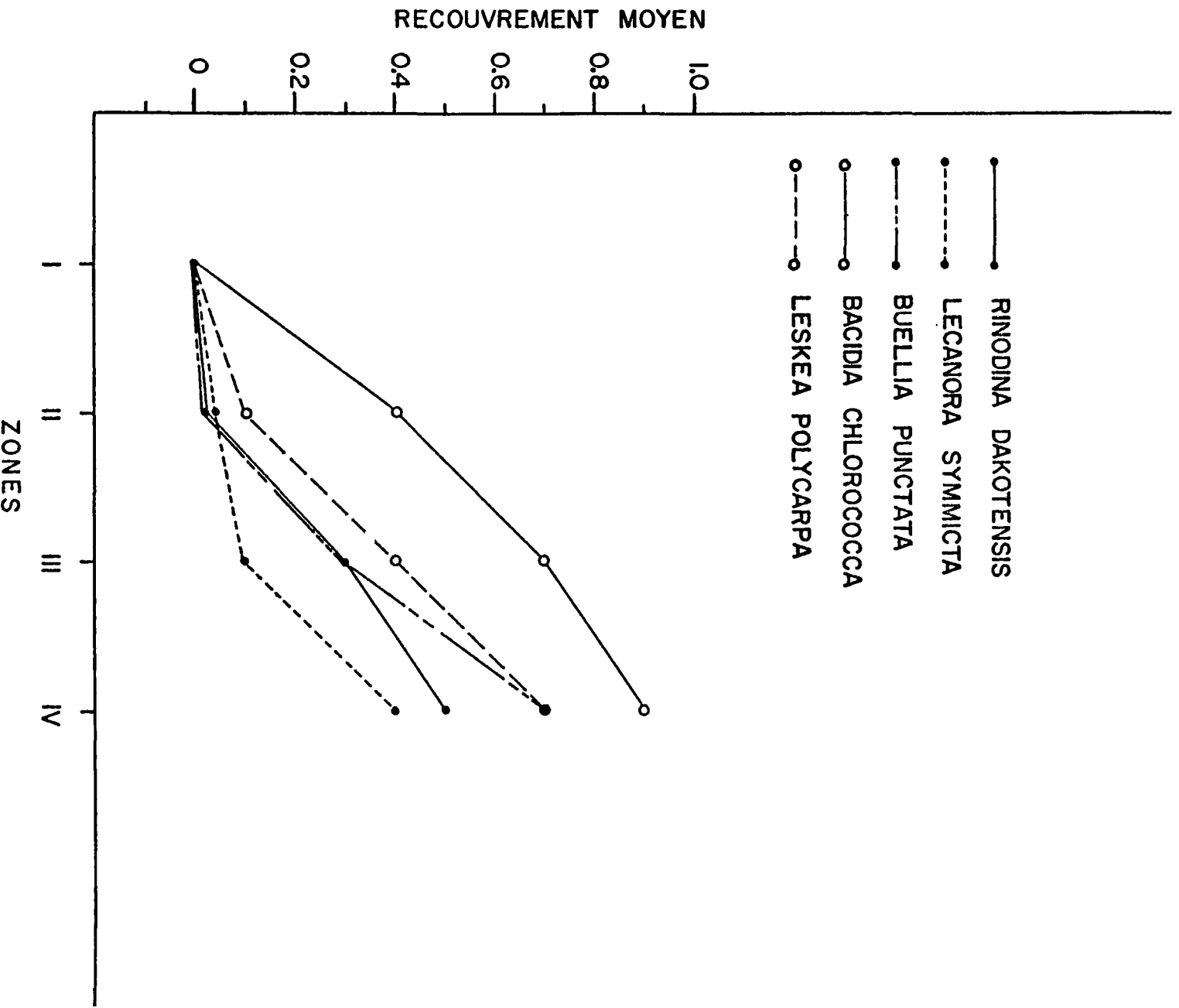
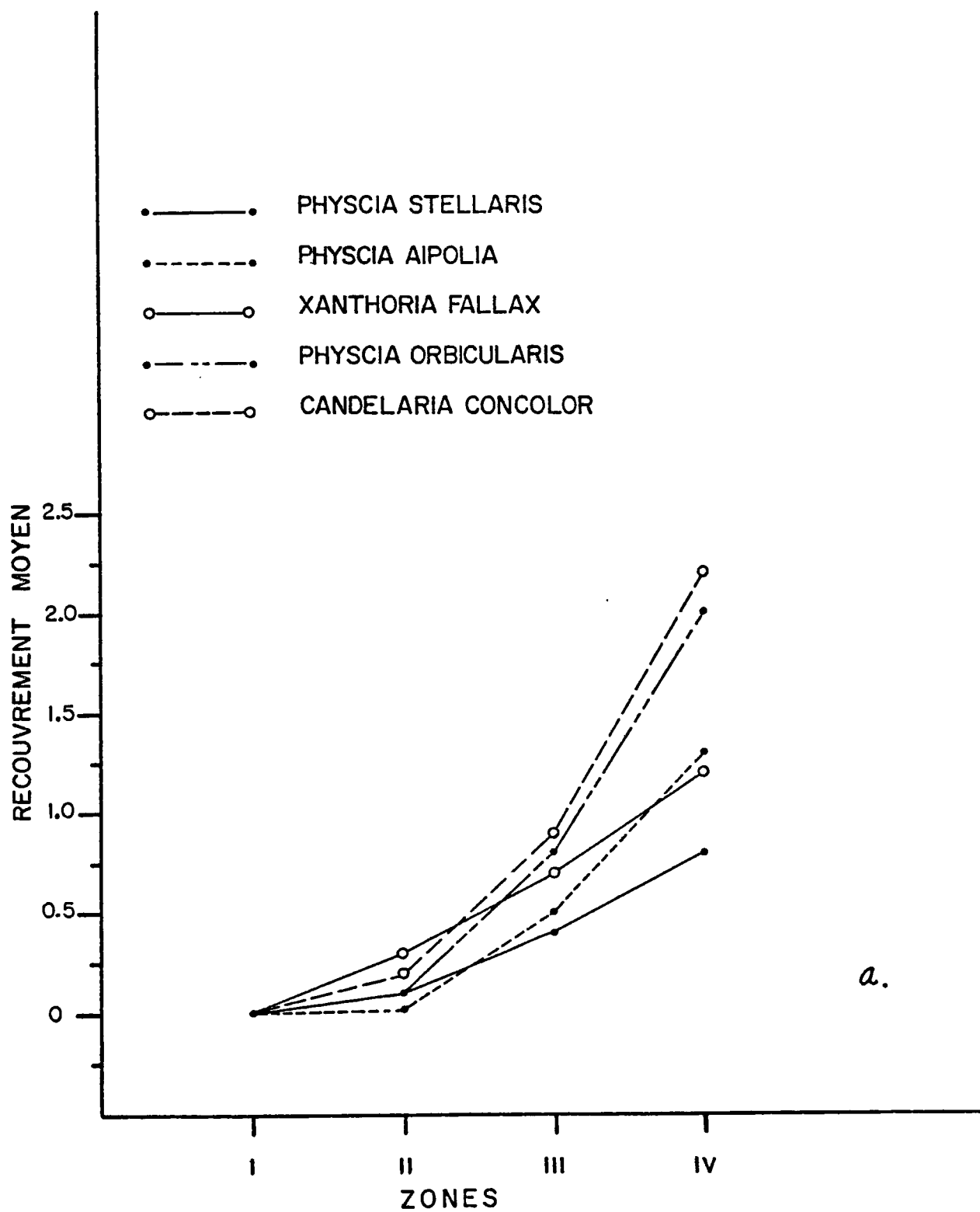
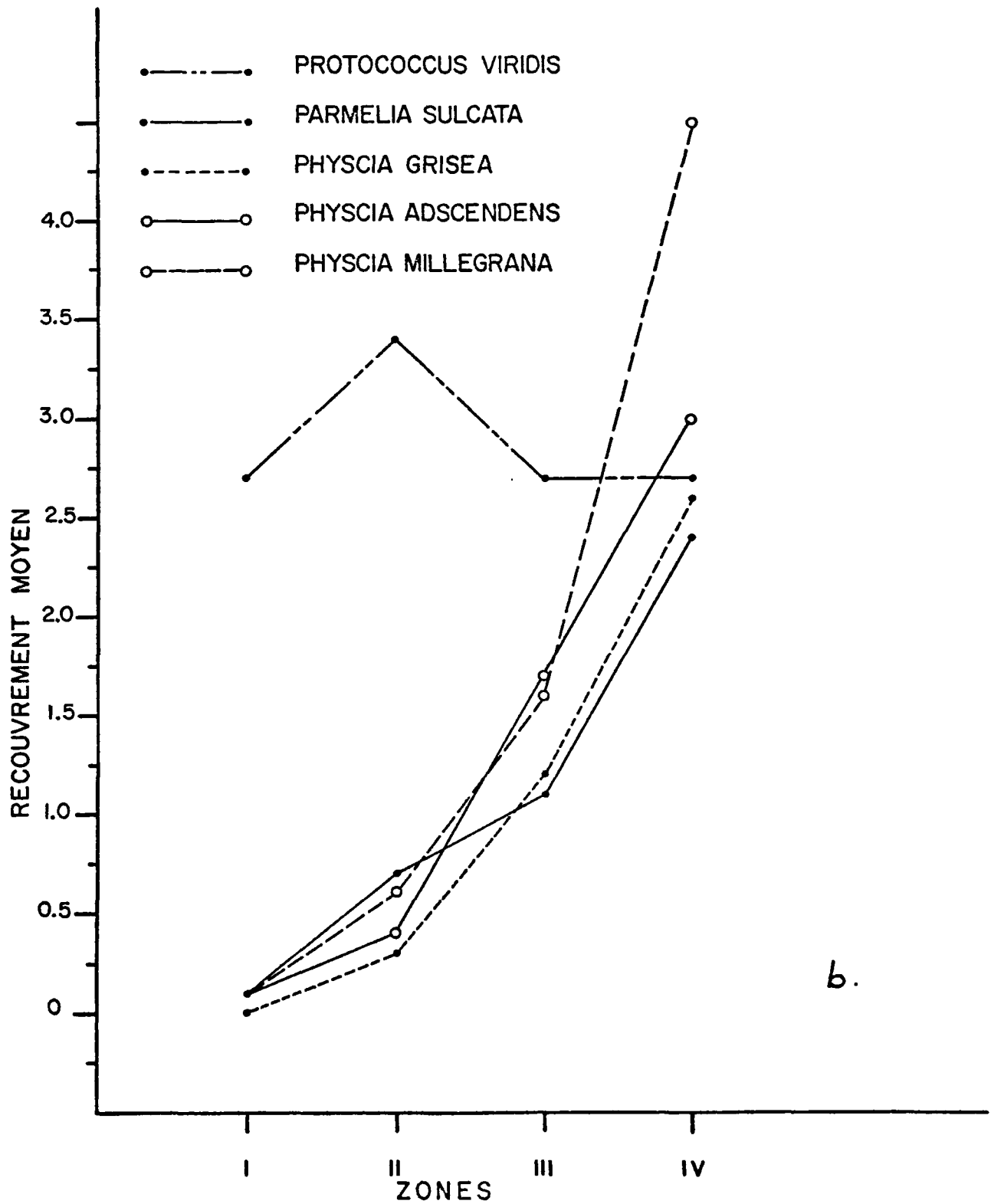


Figure 29 a, b. Le recouvrement moyen par quelques lichens foliacés et par Protococcus viridis, pour chaque zone isotoxique.





b.

Conclusions générales

1. Au cours de cette étude, l'équivalence des trois substrats pris en considération pour étudier la végétation épiphytique a été établie, à l'aide de l'indice d'association interspécifique (épiphyte-phorophyte) de Cole. Ainsi, l'orme (Ulmus sp.), le frêne (Fraxinus sp.) et l'érable (Acer sp.) sont des substrats équivalents car les épiphytes ne présentent, en général, aucune association (positive ou négative) importante à l'égard de ces trois phorophytes. Il est donc possible d'observer l'effet de l'environnement urbain sur les cryptogames, à l'aide de ces trois essences ligneuses.

2. Lorsque l'on examine la sensibilité différentielle des espèces importantes on constate que:

a) Les épiphytes présents au foyer de contamination (centre urbain) ont des indices écologiques peu élevés, donc une grande toxitolérance. Par contre, les épiphytes confinés aux secteurs périphériques de la ville possèdent des indices écologiques élevés, signes d'une sensibilité marquée à l'égard des agents phytotoxiques. Les indices écologiques calculés (Q) pour chaque espèce définissent donc adéquatement le degré de toxitolérance observée sur le terrain.

b) Si l'on considère les formes biologiques de lichens, on observe une tolérance maximale chez les lichens foliacés. La séquence des lichens foliacés → crustacés → fruticuleux

prévaut du centre contaminé vers la périphérie du milieu urbain.

c) Les épiphytes à toxitolérance élevée sont représentés par Protococcus viridis, Parmelia sulcata, Physcia adscendens, Xanthoria fallax, Physcia millegrana, Candelaria concolor et Physconia grisea et à un degré moindre, par Leskea polycarpa, Lecanora hageni et Rinodina dakotensis. Les cartes de distribution de la majorité de ces espèces, présentes dans le centre urbain, viennent confirmer cette toxitolérance élevée. Le taux moyen de SO₂ est de 83 µg/m³, au centre d'Ottawa. On peut supposer qu'au-delà de ce taux, la majorité des lichens ou bryophytes corticoles ne pourront survivre, dans la région de la Capitale nationale du Canada.

d) Les cartes de distribution présentent également quelques épiphytes ayant une tolérance intermédiaire face aux pollutions, tels Physcia orbicularis, Physcia aipolia et Bacidia chlorococca. Ce dernier, bien qu'absent du centre urbain, a une distribution abondante à la limite du foyer de contamination.

e) Enfin, Platygyrium repens, Parmelia caperata, Parmelia rudecta, Caloplaca holocarpa et Ramalina fastigiata, absents des secteurs pollués, sont des exemples d'épiphytes sensibles à la pollution atmosphérique. On les retrouve dans les régions où l'air est moins viciée.

3. La cartographie des lichens et des bryophytes corticoles, basée sur l'indice de pureté atmosphérique (I.P.A.),

a permis de délimiter quatre zones isotoxiques, dans la région d'Ottawa-Hull. Les zones isotoxiques I à IV représentent l'augmentation de la distance du foyer de contamination vers la périphérie de la ville. La végétation épiphytique y est très pauvre (zone I), pauvre (zone II), bien représentée (zone III), ou riche et abondante (zone IV), selon la distance du centre urbain.

4. a) Une corrélation évidente est décelée entre les zones isotoxiques centrales et les secteurs d'urbanisation dense (source majeure d'anhydride sulfureux). De fait, la pauvreté de la végétation épiphytique est directement proportionnelle à la densité des zones urbanisées.

b) Une corrélation est également observée entre les zones isotoxiques centrales et la circulation routière (source importante de monoxyde de carbone, d'hydrocarbures et d'oxydes d'azote). Les dommages causés aux épiphytes sont plus nettement évidents à proximité des artères primaires. Ils atteignent leur plus haut degré au centre urbain, où se retrouvent les artères les plus fréquentées.

c) Enfin, une végétation épiphytique dénudée est observée près de deux usines importantes, de la région outaouaise. Ces usines de pâtes et papier sont des génératrices importantes de SO_2 .

Les causes probables de l'appauvrissement de la végétation épiphytique, dans la Capitale nationale du Canada, sont donc l'urbanisation, la circulation routière et les industries. Ces sources de pollution agissent conjointement

pour créer un environnement nocif aux lichens et aux bryophytes corticoles. Il est cependant impossible de déterminer la part jouée par chacun de ces facteurs.

5. Les principaux contaminants atmosphériques sont, par ordre d'importance, le monoxyde de carbone, les hydrocarbures, l'anhydride sulfureux, les oxydes d'azote et les particules. Les données approximatives de pollution, disponibles pour la région outaouaise, viennent confirmer l'influence nocive des sources de contamination mentionnées précédemment.

6. Il est établi que les dommages causés aux épiphytes sont plus sévères selon la direction prédominante des vents.

7. Le nombre d'espèces, la fréquence zonale de chaque épiphyte et le recouvrement moyen par 15 espèces importantes augmentent progressivement selon le gradient de pollution (zones I à IV), défini à partir du centre de contamination vers les secteurs non pollués. Cette augmentation est la conséquence d'une amélioration progressive de la qualité de l'air, selon le gradient.

Le milieu urbain outaouais a une influence nocive évidente sur la végétation lichénique et muscinale. Cette influence s'atténue graduellement avec l'éloignement du centre urbain. On devra certainement en tenir compte dans l'aménagement futur de l'agglomération outaouaise.

Bibliographie

- Ahti, T. and O. Vitikainen. 1974. Bacidia chlorococca, a common toxitolerant lichen in Finland. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 49: 95-100.
- Anonyme. 1971 à 1973. Ontario. Air quality monitoring report. (3 reports). Ministry of the Environment. Ontario 1: 9-15.
- Anonyme. 1970 à 1974. Environnement Canada. Surveillance nationale de la pollution atmosphérique. Extrait annuel (5 extraits). Rapport de surveillance. Environnement Canada. Protection de l'environnement.
- Anonyme. 1974a. Official plan of the Ottawa-Carleton planning area. Adopted by regional council, October 9th, 1974. Regional municipality of Ottawa-Carleton.
- Anonyme. 1974b. L'atlas national du Canada. Energie, mines et ressources Canada, 4e édition. The MacMillan Company of Canada Limited.
- Anonyme. 1975a. Technical report, industrial land. The regional municipality of Ottawa-Carleton planning department, 19 pp.
- Anonyme. 1975b. Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique. Rapport annuel, 1974-1975. Environnement Canada, 42 pp.
- Anonyme. 1976a. Sommaire météorologique annuel. Aéroport international d'Ottawa. Environnement Canada. Environnement atmosphérique, 20 pp.

- Anonyme. 1976b. Recensement du Canada. Population: chiffres provisoires. Divisions de recensement, subdivisions de recensement. Statistique Canada, 81 pp.
- Anonyme. 1978. Supplément VFR. Ministère des transports, gouvernement du Canada. Edition du 23 mars 1978.
- Arnold, F. 1891 à 1901. Zur Lichenflora von München. Ber. Bayer. Bot. Ges. 147, 76, 45, 82, 100, 24 pp.
- Aureau, F. et M. Bedeneau. 1974. Essai de cartographie de la pollution à l'aide des épiphytes. Revue forestière française 26: 353-360.
- Baddeley, M.S., B.W. Ferry and E.J. Finegan. 1971. A new method of measuring lichen respiration: response of selected species to temperature, pH and sulphur dioxide. Lichenologist 5: 18-25.
- Baddeley, M.S., B.W. Ferry and E.J. Finegan. 1972. The effects of sulphur dioxide on lichen respiration. Lichenologist 5: 283-291.
- Baddeley, M.S., B.W. Ferry and E.J. Finegan. 1973. Sulphur dioxide and respiration in lichens. Pages 299-313 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Barkman, J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum. Assen, Netherlands.
- Barkman, J.J. 1961. De verarming van de cryptogamenflora in ons land gedurende de laatste honderd jaar. Natura 58: 141-151.

- Barkman, J.J. 1963. De epifyten-flora en-vegetatie van Midden-Limburg (België). Ver. K. ned. Akad. Wet., Afd. Nat. Tweede Sect. 54: 1-46.
- Barkman, J.J. 1969. The influence of air pollution on bryophytes and lichens. Pages 197-209 in Air pollution. Proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals. Wageningen 1968. Wageningen: Centre for agricultural publishing and documentation. The Netherlands 1969.
- Bennett, J.H. and A.C. Hill. 1975. Interactions of air pollutants with canopies of vegetation. Pages 273-306 in J.B. Mudd and T.T. Kozlowski, eds. Responses of plants to air pollution. Academic Press, N.Y.
- Beschel, R.E. 1958. Flechtenvereine der Städte, Stadtflechten und ihr Wachstum. Ber. Naturw.-med. Ver. Innsbruck 52: 1-158.
- Billings, W.D. and W.B. Drew. 1938. Bark factors affecting the distribution of corticolous bryophytic communities. Am. Midl. Nat. 20: 302-330.
- Black, W.A. and D. Stewart. 1976. Land pollution in the national capital region. Occasional paper, No. 5. Environment Canada, Lands directorate, 30 pp.
- Börtitz, S. and H. Ranft. 1972. Zur SO₂-und HF-empfindlichkeit von flechten und moosen. Biol. Zbl. 91: 613-623.
- Brightman, F.H. 1964. The distribution of the lichen Lecanora conizaeoides Cromb. in north Ireland. Ir.

- Nat. J. 14: 258-262.
- Brodo, I.M. 1961a. Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. Ecology 42: 838-841.
- Brodo, I.M. 1961b. A study of lichen ecology in central Long Island, New York. Am. Midl. Nat. 65: 290-310.
- Brodo, I.M. 1966. Lichen growth and cities: a study on Long Island, New York. Bryologist 69: 427-449.
- Brodo, I.M. 1967a. Lichens of the Ottawa area. I. The Foliose species. Trail and Landscape 1: 40-45.
- Brodo, I.M. 1967b. Lichens of the Ottawa area. II. The Fruticose species. Trail and Landscape 1: 114-121.
- Brodo, I.M. 1971. Lichens and air pollution. The Conservationist, August-September 1971, pp. 22-26.
- Brodo, I.M. 1972. Lichens of the Ottawa area. III. The Crustose species. Trail and Landscape 6: 15-26.
- Brown, B.I. 1948. A study of the distribution of epiphytic plants in New York. Am. Midl. Nat. 39: 457-497.
- Coker, P.D. 1967. The effects of sulphur dioxide pollution on bark epiphytes. Trans. Brit. Bryol. Soc. 5: 341-347.
- Cole, L.C. 1949. The measurement of interspecific association. Ecology 30: 411-424.
- Comeau, G. et F. LeBlanc. 1971. Influence de l'ozone et de l'anhydride sulfureux sur la régénération des feuilles de Funaria hygrometrica Hedw. Naturaliste can. 98: 347-358.

- Comeau, G. et F. LeBlanc. 1972. Influence du fluor sur le Funaria hygrometrica et l'Hypogymnia physodes. Can. J. Bot. 50: 847-856.
- Coppins, B.J. 1973. The 'drought hypothesis'. Pages 124-142 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Culberson, W.L. 1955. The corticolous communities of lichens and bryophytes in the upland forests of Northern Wisconsin. Ecol. Monogr. 25: 215-231.
- Daly, G.T. 1970. Bryophyte and lichen indicators of air pollution in Christchurch, New Zealand. Proc. N.Z. Ecol. Soc. 17: 70-79.
- Dässler, H.-G. and H. Ranft. 1969. Das Verhalten von Flechten und Moosen unter dem Einfluß einer Schwefeldioxidbegasung. Flora, Abt. B, 158: 454-461.
- Delzenne-Van Haluwyn, C. 1973. Contribution à l'étude de la distribution des lichens épiphytes dans le nord de la France. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Lille II; 162 pp.
- De Sloover, J. 1964a. Végétaux épiphytes et pollution de l'air. Rev. Quest. Sci., 25: 531-561.
- De Sloover, J. 1964b. A propos de la spécificité des épiphytes corticoles pour leur hôte. Acad. Roy. Belg., Cl. Sci. Série 5, tome L; 458-469.

- De Sloover, J. and F. LeBlanc. 1968. Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. Pages 42-56 in R. Misra et B. Gopal, eds. Proceedings of the symposium on recent advances in tropical ecology. Varanasi, India.
- De Sloover, J. et F. LeBlanc. 1970. Pollutions atmosphériques et fertilité chez les mousses et chez les lichens épiphytiques. Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci. 9: 82-90.
- De Wit, T. 1976a. Epiphytic lichens and air pollution in the Netherlands. Research Institute for Nature Management; 228 pp.
- De Wit, T. 1976b. Flechtenverbreitung in den Neiderlanden und ihre Abhängigkeit von der Luftverunreinigung. Schriftenreihe Vegetationsk., 10: 169-176.
- Domrös, M. 1966. Luftverunreinigung und Stadtklima im Rheinisch-Westfälischen Industriegebiet und ihre Auswirkung auf den Flechtenbewuchs der Bäume. Arb. rhein. Landesk. 23: 1-132.
- Düll, R. 1974. Moose als abgestufte ökologische Zeigerarten für die SO₂-Immission im Industriegebiet zwischen Rhein und Ruhr bei Duisburg. Soc. bot. Fr., Coll. Bryologie. Tome 121; 265-269.
- Felföldy, L. 1942. A városi levegő hatása az epiphyton - zuzmóvegetációra Debrecenben. Acta Geobot. Hung. 4: 332-350.
- Fenton, A.F. 1960. Lichens as indicators of atmospheric pollution. Ir. Nat. J. 13: 153-158.

- Fenton, A.F. 1964. Atmospheric pollution of Belfast and its relationship to the lichen flora. *Ir. Nat. J.* 14: 237-245.
- Gilbert, O.L. 1965. Lichens as indicators of air pollution in the Tyne valley. Pages 35-47 in G.T. Goodman, R.W. Edwards and J.M. Lambert, eds. *Ecology and the Industrial Society*. Blackwell, Oxford.
- Gilbert, O.L. 1968. Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne valley. *New Phytol.* 67: 15-30.
- Gilbert, O.L. 1969. The effect of SO₂ on lichens and bryophytes around Newcastle upon Tyne. Pages 223-235 in *Air Pollution*. Proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals. Wageningen 1968. Wageningen: Centre for agricultural publishing and documentation.
- Gilbert, O.L. 1970a. A biological scale for the estimation of sulphur dioxide pollution. *New Phytol.* 69: 629-634.
- Gilbert, O.L. 1970b. Further studies on the effect of sulphur dioxide on lichens and bryophytes. *New Phytol.* 69: 605-627.
- Gilbert, O.L. 1971. The effect of airborne fluorides on lichens. *Lichenologist* 5: 26-32.
- Gilbert, O.L. 1974. An air pollution survey by school children. *Environ. Pollut.* 6: 175-180.
- Gilbert, O.L. 1976. An alkaline dust effect on epiphytic lichens. *Lichenologist* 8: 173-178.
- Grindon, L.H. 1859. *The Manchester flora*. London: W. White.

- Hale, M.E. 1952. Vertical distribution of cryptogams in a virgin forest in Wisconsin. *Ecology* 33: 398-406.
- Hale, M.E. 1955. Phytosociology of corticolous cryptogams in the upland forests of Southern Wisconsin. *Ecology* 36: 45-63.
- Hale, M.E. 1961. Lichen handbook. Smithsonian Institution, Washington D.C.; 106-161.
- Hale, M.E. 1969. How to Know The Lichens. Nature Series. Smithsonian Institution, Wm. C. Brown Publ., Dubuque, Iowa. 226 pp.
- Hale, M.E. and W.L. Culberson. 1970. A fourth checklist of the lichens of the continental United States and Canada. *Bryologist* 73: 499-532.
- Haugsjå, P.K. 1930. Über den Einfluß der Stadt Oslo auf die Flechtenvegetation der Bäume. *Nytt. Mag. f. Naturvid.* 68: 1-116.
- Hawksworth, D.L. 1971a. Lobaria pulmonaria (L.) Hoffm. transplanted into Dovedale, Derbyshire. *Naturalist*, Hull; 127-128.
- Hawksworth, D.L. 1971b. Lichens as litmus for air pollution: a historical review. *Intern. J. Environmental Studies* 1: 281-296.
- Hawksworth, D.L. 1973. Mapping studies. Pages 38-76 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- 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.
- Hawksworth, D.L., F. Rose and B.J. Coppins. 1973. Changes in the lichen flora of England and Wales attributable to pollution of the air by sulphur dioxide. Pages 330-367 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. *Air pollution and lichens*. University of Toronto press, Toronto.
- Hill, D.J. 1971. Experimental study of the effect of sulphite on lichens with reference to atmospheric pollution. *New Phytol.* 70: 831-836.
- Hill, D.J. 1974. Some effects of sulphite on photosynthesis in lichens. *New Phytol.* 73: 1,193-1,205.
- Høeg, O.A. 1936. Zur Flechtenflora von Stockholm. *Nyt. Mag. Naturvidensk.* 75: 129-136.
- Hoffman, G.R. 1974. The influence of a paper pulp mill on the ecological distribution of epiphytic cryptogams in the vicinity of Lewiston, Idaho and Clarkston, Washington. *Environ. Pollut.* 7: 283-301.
- Horntvedt, R. 1975. Epiphytic macrolichens on scots pine related to air pollution from industry in Odda, Western Norway. *Meddr. norsk Inst. Skogforsk.* 31: 581-604.
- Horntvedt, R. 1976. The response of epiphytic lichens to fluoride air pollution. Pages 93-94 in L. Kärenlampi, ed. *Proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution*. Kuopio, Finland.
- Ikonen, S. and L. Kärenlampi. 1976. *Physiological and*

- structural changes in reindeer lichens transplanted around a sulphite pulp mill. Pages 37-45 in L. Kärenlampi, ed. Proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution. Kuopio, Finland.
- Ireland, R.R. and R.F. Cain. 1975. Checklist of the mosses of Ontario. Nat. Mus. Canada, Ottawa. Publications in Botany, No. 5; 67 pp.
- Iserentant, R. and J. Margot. 1963. Onderzoek naar de luchtbezoedeling in de Kanaal Zone Gent-Terneuzen. Deel II. Biologische Enquête, 18 p. (Rapport 1963, non publié).
- James, P.W. 1973. The effect of air pollutants other than hydrogen fluoride and sulphur dioxide on lichens. Pages 143-175 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Johnsen, I. 1976. Problems in relation to the use of plants as monitors of air pollution with metals. Pages 110-114 in L. Kärenlampi, ed. Proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution. Kuopio, Finland.
- Johnsen, I. and U. Sjøchting. 1973. Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. Oikos 24: 344-351.
- Johnsen, I. and U. Sjøchting. 1976. Distribution of cryptogamic epiphytes in a Danish city in relation to air pollution and bark properties. Bryologist 79: 86-92.

- Jones, E.W. 1952. Some observations on the lichen flora of tree boles, with special reference to the effect of smoke. *Rev. Bryol. Lichénol.* 21: 96-115.
- Katz, M. 1963. Air pollution in Canada - Current status report. *A.J.P.H.* 53: 173-184, February 1963.
- Kilotat, E.J., P.E. Bradt and H.J. Wilson. 1972. An air pollution study of the national capital region. Air pollution control directorate, department of the environment. Report EPS 5-AP-72-4; 36 pp.
- Kirschbaum, U., R. Klee and L. Steubing. 1971. Flechten als Indikatoren für die Immissionsbelastung in Stadtgebiet von Frankfurt/M. *Staub-Reinhalt. Luft* 31: 21-24.
- 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.
- Köfler, L., F. Jacquard et J.-F. Martin. 1967. Influence des fumées d'usines sur la germination des spores de certains lichens. *Soc. bot. Fr., Colloque sur les Lichens, 1967*, 219-230.
- Köfler, L., M.L. Villiot et R. Fontagnes. 1972. Effet inhibiteur des poussières urbaines sur la germination des spores de deux lichens. *Sci. Rev. Ass. Fr. Avanc. Sci.* 3: 170-173.
- Kozlowski, T.T. and J.B. Mudd. 1975. Introduction. Pages 2-8 in J.B. Mudd and T.T. Kozlowski, eds. *Responses of plants to air pollution.* Academic press, N.Y.

- Krusenstjerna, E. 1945. Bladmossvegetation och bladmossflora i Uppsalatraken. *Acta phytogeogr. suec.* 19: 1-250.
- Laaksovirta, K. and J. Silvola. 1975. Effect of air pollution by copper, sulphuric acid and fertilizer factories on plants at Harjavalta, W. Finland. *Ann. Bot. Fennici* 12: 81-88.
- Landsberg, H.E. 1969. City climate. Pages 78-88 in *Weather and Health*, 1st ed. Publ. Doubleday, N.Y.
- Landsberg, H.E. 1977. L'influence de l'homme sur l'atmosphère. *Feuillelet météorologique, Ministère des richesses naturelles (Québec)*, octobre 1977; 16: 170-180.
- Laundon, J.R. 1967. A study of the lichen flora of London. *Lichenologist* 3: 277-327.
- Laundon, J.R. 1973. Changes in the lichen flora of Bookham Commons with increased air pollution and other factors. *London Nat. No.* 52, 82-92.
- LeBlanc, F. 1961. Influence de l'atmosphère polluée des grandes agglomérations urbaines sur les épiphytes corticoles. *Rev. canad. Biol.* 20: 823-827.
- LeBlanc, F. 1962. Hydrométrie des écorces et épiphytisme. *Rev. canad. Biol.* 21: 41-45.
- LeBlanc, F. 1963. Quotient d'épiphytisme des arbres du sud du Québec. *Rev. canad. Biol.* 22: 19-25.
- LeBlanc, F. 1969. Epiphytes and air pollution. Pages 211-221 in *Air pollution. Proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals.* Wageningen 1968. Wageningen: Centre for agricultural publishing and documentation. The Netherlands 1969.

- LeBlanc, F. and J. De Sloover. 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montréal. *Can. J. Bot.* 48: 1,485-1,496.
- LeBlanc, F. et J. De Sloover. 1972. Effet de l'industrialisation et de l'urbanisation sur la végétation épiphytique de Montréal. *Sarracenia*, Ed.: Virginia A. Weadock, No. 15, 1-41.
- LeBlanc, F., G. Comeau and D.N. Rao. 1971. Fluoride injury symptoms in epiphytic lichens and mosses. *Can. J. Bot.* 49: 1,691-1,698.
- 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 D.N. Rao. 1973a. Effects of sulphur dioxide on lichen and moss transplants. *Ecology* 54: 612-617.
- LeBlanc, F. and D.N. Rao. 1973b. Evaluation of the pollution and drought hypotheses in relation to lichens and bryophytes in urban environments. *Bryologist* 76: 1-19.
- LeBlanc, F. and D.N. Rao. 1974. A review of the literature on bryophytes with respect to air pollution. *Soc. bot. Fr., Coll. Bryologie* 121: 237-255.
- LeBlanc, F. and D.N. Rao. 1975. Effects of air pollutants on lichens and bryophytes. Pages 237-272 in J.B. Mudd and T.T. Kozlowski, eds. *Responses of plants to air pollution*. Academic press, N.Y.
- LeBlanc, F., D.N. Rao and G. Comeau. 1972a. Indices of

- atmospheric purity and fluoride pollution pattern in Arvida, Québec. *Can. J. Bot.* 50: 991-998.
- LeBlanc, F., D.N. Rao and G. Comeau. 1972b. The epiphytic vegetation of Populus balsamifera and its significance as an air pollution indicator in Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot.* 50: 519-528.
- LeBlanc, F., G. Robitaille and D.N. Rao. 1974. Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Murdochville copper mine area, Québec. *Journ. Hattori Bot. Lab. No.* 38: 405-433.
- LeBlanc, F., G. Robitaille and D.N. Rao. 1976. Ecophysiological response of lichen transplants to air pollution in the Murdochville Gaspé copper mines area, Québec. *Journ. Hattori Bot. Lab. No.* 40: 27-40.
- Lerman, S. and E.F. Darley. 1975. Particulates. Pages 141-158 in J.B. Mudd and T.T. Kozlowski, eds. *Responses of plants to air pollution.* Academic press, N.Y.
- Lerond, M. 1975. Etude des lichens dans le parc naturel régional de Brotonne. Mémoire pour obtenir le diplôme d'études supérieures de sciences, Université de Rouen, 1975; 185 pp.
- Little, P. and M.H. Martin. 1974. Biological monitoring of heavy metal pollution. *Environ. Pollut.* 6: 1-19.
- Lounamaa, K.J. 1965. Studies on the content of iron, manganese and zinc in macrolichens. *Ann. Bot. Fennici* 2: 127-137.
- Lundström, H. 1968. Luftföroreningars inverkan på epifyt-

- floran hos barrträd i Stockholmsområdet. Stud. Forest. suec. 56: 1-55.
- Mägdefrau, K. 1960. Flechtenvegetation und Stadtklima. Naturw. Rdsch. Stuttg. 13: 210-214.
- Margot, J. 1965. Evolution de la végétation épiphytisque du peuplier en relation avec l'âge et les modifications de l'écorce. Acad. Roy. Belg., Cl. Sci. Mém., 36: 1-82.
- Margot, J. 1973. Experimental study of the effects of sulphur dioxide on the soredia of Hypogymnia physodes. Pages 314-329 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Margot, J. et J. De Sloover. 1973. Les sorédies lichéniques et la détection des pollutions atmosphériques. Bio-indicateurs II, Most-Mezibori 1973. ČSSR, Sborník Konference, Proceedings, Část 2, 83-92.
- Margot, J. et J. De Sloover. 1974. La culture de sorédies lichéniques: un test de la vitalité des thalles soumis à la pollution. Bull. Soc. Roy. Bot. Belgique, 107: 33-40.
- Margot, J. et M.-T. Romain. 1976. Métaux lourds et cryptogames terrestres, synthèse bibliographique. Mém. Soc. Roy. Bot. Belgique 7: 25-47.
- Martin, J.-F. et F. Jacquard. 1968. Influence des fumées d'usines sur la distribution des lichens de la vallée de la Romanche. Pollution atmosphérique, avril-juin, No. 38; 95-99.
- Martin, L., Kh. Trass and Ju. Martin. 1974. Phytoindication

- of atmospheric pollution. Expo' 74, Spokane, USA, may-oct., 1974.
- Mathis, P.M. and G. Tomlinson. 1972. Lichens: bioassay for air pollution in metropolitan area (Nashville, Tennessee). J. Tennessee Acad. Sci. 47: 67-73.
- Moberg, R. 1968. Luftföroreningars inverkan på epifytiska lavar i Köpmanholmen, Svensk bot. Tidskr. 62: 169-196.
- Moore, C.C. 1974a. A modification of the 'index of atmospheric purity' method for substrate differences. Lichenologist 6: 156-157.
- Moore, C.C. 1974b. Lichens as indicators of air pollution in Dublin. Technology Ireland 6: 19-20.
- Moore, C.C. 1976. Factors affecting the distribution of saxicolous lichens within a four kilometre distance of Dublin city centre. Proc. R.I.A. 76: 263-283.
- Morgan-Huws, D.I. and F.N. Haynes. 1973. Distribution of some epiphytic lichens around an oil refinery at Fawley, Hampshire. Pages 89-108 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Motto, H.L., R.H. Daines, D.M. Chilko and C.K. Motto. 1970. Lead in soils and plants: its relationship to traffic volume and proximity to highways. Envir. Sci. Technology 4: 231-237.
- Mrose, H. 1941. Die Verbreitung baumbewohnender Flechten in Abhängigkeit vom Sulfatgehalt der Niederschlagswässer. Bioklim. Beibl. 8: 58-60.
- Munn, R.E., J.H. Emslie and H.J. Wilson. 1963. A preliminary

- analysis of the inversion climatology of Southern Ontario. Presented at the 56th annual meeting of ACPA, June 12, 1963. Detroit, Michigan.
- Nagano, I. 1972. On the relations of the chemical composition of some mosses to their substrate rocks. Journ. Hattori Bot. Lab., No. 35; 391-398.
- Nash III, T.H. 1971. Lichen sensitivity to hydrogen fluoride. Bull. Torrey Bot. Club 98: 103-106.
- Nash III, T.H. 1972. Simplification of the blue mountain lichen communities near a zinc factory. Bryologist 75: 315-324.
- Nash III, T.H. 1973. Sensitivity of lichens to sulfur dioxide. Bryologist 76: 333-339.
- Nash III, T.H. 1974. Lichens of the Page environs as potential indicators of air pollution. J. Arizona Acad. Sci. 9: 97-101.
- Nash III, T.H. 1975. Influence of effluents from a zinc factory on lichens. Ecol. Monogr. 45: 183-198.
- Nash III, T.H. 1976a. Lichens as indicators of air pollution. Naturwissenschaften 63: 364-367.
- Nash III, T.H. 1976b. Sensitivity of lichens to nitrogen dioxide fumigations. Bryologist 79: 103-106.
- Nash III, T.H. and E.H. Nash. 1974. Sensitivity of mosses to sulfur dioxide. Oecologia (Berl.) 17: 257-263.
- Natho, G. 1964a. Die Verbreitung der epixylen Flechten und Algen im Demokratischen Berlin. Wiss. Zeitschr. Humboldt-Univ. Berlin, Math-Naturwiss. Reihe 13: 53-75.

- Natho, G. 1964b. Zur Verbreitung rindenbewohnender Flechten in Kleinstädten-Ostseebad Kühlungsborn. *Wiss. Zeitsch. Humboldt-Univ. Berlin, Math.-Naturwiss. Reihe 13*: 639-643.
- Natho, G. 1964c. Flechtenentwicklung in Städten (ein Überblick). *Drudea 4*: 33-44.
- Newberry, G. 1974. The influence of a sulfate-process paper mill on corticolous lichens. *Bryologist 77*: 561-576.
- Nieboer, E., H.M. Ahmed, K.J. Puckett and D.H.S. Richardson. 1972. Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury, Ontario. *Lichenologist 5*: 292-304.
- Nylander, M.W. 1866. Les lichens du jardin du Luxembourg. *Bull. Soc. Bot. Fr. 13*: 364-372.
- Ochsner, F. 1928. Studien über die Epiphytenvegetation der Schweiz. *Jahrb. St. Gall. Naturwiss. Ges. 63*: 1-106.
- O'Hare, G. 1973. Lichen techniques of pollution assessment. *Area 5*: 223-229.
- O'Hare, G. 1974. Lichens and bark acidification as indicators of air pollution in west central Scotland. *J. Biogeography 1*: 135-146.
- O'Hare, G. and P. Williams. 1975. Some effects of sulphur dioxide flow on lichens. *Lichenologist 7*: 116-120.
- Olkkonen, H. and K. Takala. 1976. Biological monitoring of air pollution in the urban area of Kuopio. Pages 215-217 in A.-L. Kairento, E. Riihimäki and P. Tarkka,

- eds. Proceedings of the second national meeting on biophysics and biotechnology in Finland, Espoo, Finland.
- Ouellet, C.E. 1975. Soil and air temperatures at Ottawa. Agriculture Canada, chemistry and bioreserach institute. Publication No. 1541, 5-29.
- Patterson, P.M. 1940. Corticolous bryophyte societies at mountain lake, Virginia. Amer. Midl. Nat. 23: 421-441.
- Pearson, L. and E. Skye. 1965. Air pollution affects pattern of photosynthesis in Parmelia sulcata, a corticolous lichen. Science 148: 1,600-1,602.
- Phillips, E.A. 1951. The associations of bark-inhabiting bryophytes in Michigan. Ecol. Monogr. 21: 301-316.
- Phillips, M.L. and K.J. Puckett. 1976. Potassium loss by lichens following exposure to aqueous sulphur dioxide. Page 143 in L. Kärenlampi, ed. Proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution. Kuopio, Finland.
- Pišút, I. 1962. Bemerkungen zur wirkung der exhalationsprodukte auf die Flechtenvegetation in der Umgebung von Rudňany (Nordostslowakei). Biológia, Bratisl. 17: 481-494.
- Pišút, I. and E. Lisická-Jelínková. 1974. Epiphytische Flechten in der Umgebung einer aluminiumhütte in der Mittelslowakei-Biológia, Bratisl. 29: 29-38.
- Poore, M.E.D. 1955. The use of phytosociological methods in ecological investigations. J. Ecol. 43: 226-269.
- Puckett, K.J., E. Nieboer, M.J. Gorzynski and D.H.S. Richardson.

1973. The uptake of metal ions by lichens: a modified ion-exchange process. *New Phytol.* 72: 329-342.
- Puckett, K.J., D.H.S. Richardson, W.P. Flora and E. Nieboer. 1974. Photosynthetic ^{14}C fixation by the lichens Umbilicaria muhlenbergii (Ach.) Tuck. following short exposures to aqueous sulphur dioxide. *New Phytol.* 73: 1,183-1,192.
- Puckett, K.J., F.D. Tomassini, E. Nieboer and D.H.S. Richardson. 1977. Potassium efflux by lichen thalli following exposure to aqueous sulphur dioxide. *New Phytol.* 79: 135-145.
- Pyatt, B. 1970. Lichens as indicators of air pollution in a steel producing town in South Wales. *Environ. Pollut.* 1: 45-56.
- Pyatt, F.B. 1973. Plant sulphur content as an air pollution gauge in the vicinity of a steel works. *Environ. Pollut.* 5: 103-115.
- Ranta, P. 1974. Tampereen jäkälävyöhykkeet ja ilman saastuminen. *Terra* 86: 7-13.
- 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 epiphytes in Wawa, Ontario. *Bryologist* 70: 141-157.
- Rao, D.N., G. Robitaille and F. LeBlanc. 1977. Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. *Jour. Hattori Bot. Lab. No.* 42: 213-239.
- Richardson, D.H.S. and K.J. Puckett. 1973. Sulphur dioxide

- and photosynthesis in lichens. Pages 283-298 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Robitaille, G. 1977. The effect of copper smelter effluents on vegetation. Ph.D. Thesis. University of Ottawa, Ottawa, Ontario.
- Robitaille, G., F. LeBlanc and D.N. Rao. 1977. Acid rain: a factor contributing to the paucity of epiphytic cryptogams in the vicinity of a copper smelter. Rev. Bryol. Lichénol. 43: 53-66.
- Rose, F. 1970. Lichens as pollution indicators. Your environment, No. 5, winter 1970, Daedalus press, Norfolk.
- Rose, F. 1973. Detailed mapping in south-east England. Pages 77-88 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Rowe, J.S. 1972. Les régions forestières du Canada. Ministère de l'Environnement, Service canadien des forêts, Publication no 1300 F; 172 pp.
- Rühling, Å. and G. Tyler. 1968. An ecological approach to the lead problem. Bot. Notiser 121: 321-342.
- Rühling, Å. and G. Tyler. 1971. Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia. J. Appl. Ecol. 8: 497-507.
- Rühling, Å. and G. Tyler. 1973. Heavy metal deposition in Scandinavia. Water, Air and Soil Pollution 2: 445-455.

- Rydzak, J. 1954. Rozmieszczenie i ekologia porostów miasta Lublina. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska* 8C: 233-356.
- Rydzak, J. 1956-59. Wpływ małych miast na florę porostów. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska* 10C: 1-32, 33-66, 157-175, 321-398, 11C: 25-50, 51-72, 13C: 275- 323.
- Rydzak, J. 1968. Lichens as indicators of the ecological conditions of the habitat. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska*. 23C: 131-164.
- Rydzak, J. and K. Krysiak. 1968. Flora porostów Tomaszowa Mazowieckiego. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska* 22C: 169-194.
- Rydzak, J. and K. Krysiak. 1970. Lichen flora of Tomaszów Mazowiecki. *Vegetatio* 21: 375-397.
- Rydzak, J. and J. Piórecki. 1971. Stan flory porostów w okolicach tarnobrzeskiego zagłębia siarkowego. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska* 26C: 343-352.
- Rydzak, J. and H. Stasiak. 1971. Badania nad stanem flory porostów w rejonie przemysłu azotowego w Puławach. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska* 26C: 329-342.
- Sahrakorpi, S. 1973. Tampereen Kaarnajäkälävyöhykkeet. *Luonnon Tutkija* 77: 25-31.
- Sauberer, A. 1951. Die Verteilung rindenbewohnender Flechten in Wien, ein bioklimatisches Großstadtproblem. *Wetter Leben* 3: 116-121.
- Saunders, P.J.W. 1970. Air pollution in relation to lichens and fungi. *Lichenologist* 4: 337-349.
- Saunders, P.J.W. and C.M. Wood. 1973. Sulphur dioxide in the environment: its production, dispersal and fate.

- Pages 6-37 in B.W. Ferry, M.S. Baddeley and D.L. Hawksworth, eds. Air pollution and lichens. University of Toronto press, Toronto.
- Schmid, A.B. 1956. Die epixyle Flechtenvegetation von München. Thesis, University of Munich, 1956.
- Schönbeck, H. 1969. Eine Methode zur Erfassung der biologischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch transplantierte Flechten. Staub 29: 14-18.
- Seaward, M.R.D. 1973. Lichen ecology of the Scunthorpe Heathlands. I. Mineral accumulation. Lichenologist 5: 423-433.
- Seaward, M.R.D. 1976. Performance of Lecanora muralis in an urban environment. Pages 323-357 in D.H. Brown, D.L. Hawksworth and R.H. Bailey, eds. Lichenology: progress and problems. (Systematics association special vol. 8) Academic Press, N.Y.
- Sernander, R. 1926. Stockholms natur. Uppsala: Almqvist and Wiksells.
- Shacklette, H.T. 1965. Element content of bryophytes. U.S. Geol. Surv. Bull. 1198-D: 1-21.
- Showman, R.E. 1972. Residual effects of sulfur dioxide on the net photosynthetic and respiratory rates of lichen thalli and cultured lichen symbionts. Bryologist 75: 335-341.
- Skorepa, A.C. and D.H. Vitt. 1976. A quantitative study of epiphytic lichen vegetation in relation to SO₂ pollution in Western Alberta. Information report NOR-X-161.

- Canadian Forestry Service. Environment Canada.
Edmonton, Alberta, Canada.
- Skye, E. 1958. Luftföroreningars inverkan på busk-och
bladlavfloran kring skifferoljeverket i Närkes Kvarntorp.
Svensk bot. Tidskr. 52: 133-190.
- Skye, E. 1964. Epifytfloran och luftföroreningarna. Svensk
natur. Stockholm, Sweden; 327-332.
- Skye, E. 1968. Lichens and air pollution. Acta phytogeogr.
suec. 52: 1-123, Ph.D. Thesis, Uppsala, Sweden.
- Skye, E. and I. Hallberg. 1969. Changes in the lichen flora
following air pollution. Oikos 20: 547-552.
- Søchting, U. and I. Johnsen. 1974. Changes in the distri-
bution of epiphytic lichens in the Copenhagen area from
1936 to 1972. Bot. Tidsskr. 69: 60-63.
- Søchting, U. and I. Johnsen. 1978. Lichen transplants as
biological indicators of SO₂ air pollution in Copen-
hagen. Bull. Environ. Contamination and Toxicology 19:
1-7.
- Steephenson, W.R. 1974. The effect of urban impact on corti-
colous lichen communities found in some forest types in
the Ottawa area. M.Sc. thesis, University of Carleton,
Ottawa, Ontario; 60 pp.
- Steiner, M. and D. Schulze-Horn. 1955. Über die Verbreitung
und Expositionsabhängigkeit der Rinden-epiphyten im
Stadtgebiet von Bonn. Decheniana 108: 1-16.
- Stringer, P.W. and M.H.L. Stringer. 1974. Air pollution
and the distribution of epiphytic lichens and bryophytes
in Winnipeg, Manitoba. Bryologist 77: 405-426.

- Syratt, W.J. and Wanstall, P.J. 1969. The effect of sulphur dioxide on epiphytic bryophytes. Pages 79-84 in Air pollution. Proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals, Wageningen 1968. Wageningen: Centre for agricultural publishing and documentation. The Netherlands, 1969.
- Takala, K. and H. Olkkonen. 1976. Lead content of the lichen Pseudevernia furfuracea in the urban area of Kuopio, central Finland. Pages 64-67 in L. Kärenlampi, ed. Proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution. Kuopio, Finland.
- Tallis, J.H. 1964. Lichens and atmospheric pollution. Advmt. Sci., Lond. 21: 250-252.
- Taoda, H. 1972. Mapping of atmospheric pollution in Tokyo based upon epiphytic bryophytes. Jap. J. Ecol. 22: 125-133.
- Taoda, H. 1973. Effect of air pollution on bryophytes. 1. SO₂ tolerance of bryophytes. Hikobia 6: 237-250.
- Taylor, O.C., C.R. Thompson, D.T. Tingey and R.A. Reinert. 1975. Oxides of nitrogen. Pages 121-139 in J.B. Mudd and T.T. Kozlowski, eds. Responses of plants to air pollution. Academic press, N.Y.
- Tomassini, F.D., K.J. Puckett, E. Nieboer, D.H.S. Richardson and B. Grace. 1976. Determination of copper, iron, nickel, and sulphur by X-ray fluorescence in lichens from the Mackenzie Valley, Northwest Territories, and the Sudbury District, Ontario. Can. J. Bot. 54: 1,591-1,603.

- Tomassini, F.D., P. Lavoie, K. Puckett, E. Nieboer and D.H.S. Richardson. 1977. The effect of time of exposure to sulphur dioxide on potassium loss from and photosynthesis in the lichen, Cladina rangiferina (L.) Harm. New Phytol. 79: 147-155.
- Trass, H. 1968. Indeks samblirikur ühmituste kasutamiseks õhu saastatuse määramisel. Eesti Loodus 11: 628.
- Trass, H. 1973. Lichen sensitivity to the air pollution and index of poletolerance (I.P.). Fol. Crypt. Est. 3: 19-24.
- Türk, R. and V. Wirth. 1975a. Über die SO₂-Empfindlichkeit einiger Moose. Bryologist 78: 187-193.
- Türk, R. and V. Wirth. 1975b. The pH dependence of SO₂ damage to lichens. Oecologia (Berl.) 19: 285-291.
- Türk, R., V. Wirth and O.L. Lange. 1974. CO₂-Gaswechsel-Untersuchungen zur SO₂-Resistenz von Flechten. Oecologia (Berl.) 15: 33-64.
- Turunen, J., S. Ikonen and A. Ora. 1976. The use of lichens as immission indicators around a sulphite pulp mill. Part IV. Papper och trä. Paper and Timber. 11: 731-744.
- Vaarna, V.V. 1934. Helsingin kaupungin puiden ja pensaiden jäkäläkasvisto. Ann. bot. Soc. zool.-bot. fenn. 'Vanamo' 5: 1-32.
- Vareschi, V. 1936. Die Epiphytenvegetation von Zürich (Epixylen-studien II). Ber. schweiz. bot. Ges. 46: 445-488.
- Vareschi, V. 1953. La influencia de los bosques y parques

- sobre el aire de la ciudad de Caracas. Acta cient. venez. 4: 89-95.
- Vareschi, V. and E. Moreno. 1973. La contaminacion en Caracas en los años 1953 y 1973. Bol. Soc. Venez. Cienc. Nat. 30: 387-444.
- Villwock, I. 1962. Der Stadteinfluß Hamburgs auf die Verbreitung epiphytischen Flechter. Ab. Verh. naturw. Ver. Hamburg II, 6: 147-166.
- Wanta, R.C. 1968. Meteorology and air pollution. Pages 187-226 in A.C. Stern, ed. Air pollution, Vol. 1, Ed. 2, Academic press, N.Y.
- Westman, L. 1976. Relative effects of air pollution and habitat factors on lichens. Pages 68-77 in L. Kärenlampi, ed. Proceedings of the Kuopio meeting on plant damages caused by air pollution. Kuopio, Finland.
- Wilson, A. 1956. A guide to the geology of the Ottawa district. Canad. Field-Naturalist 70: 1-68.
- Wirth, V. and R. Türk. 1975. Zur SO₂-Resistenz von Flechten verschiedener Wuchsform. Flora 164: 133-143.
- Zurzycki, M.J. 1949. Etudes sur la flore des lichens de Cracovie et de ses environs. C.r. mens. séanc. Cl. Sci. math. nat. Acad. pol. Sci. Lett. 1949 (3/5), 18.

Appendice

Figure 30. Habitats ouverts

a) Champ

b) Bordure de route

c) Parc à végétation dispersée



a.



b.



C.

Figure 31. L'un des nombreux ormes malades, dans la région de la Capitale nationale.



Figure 32. Station à végétation pauvre, près du centre urbain.

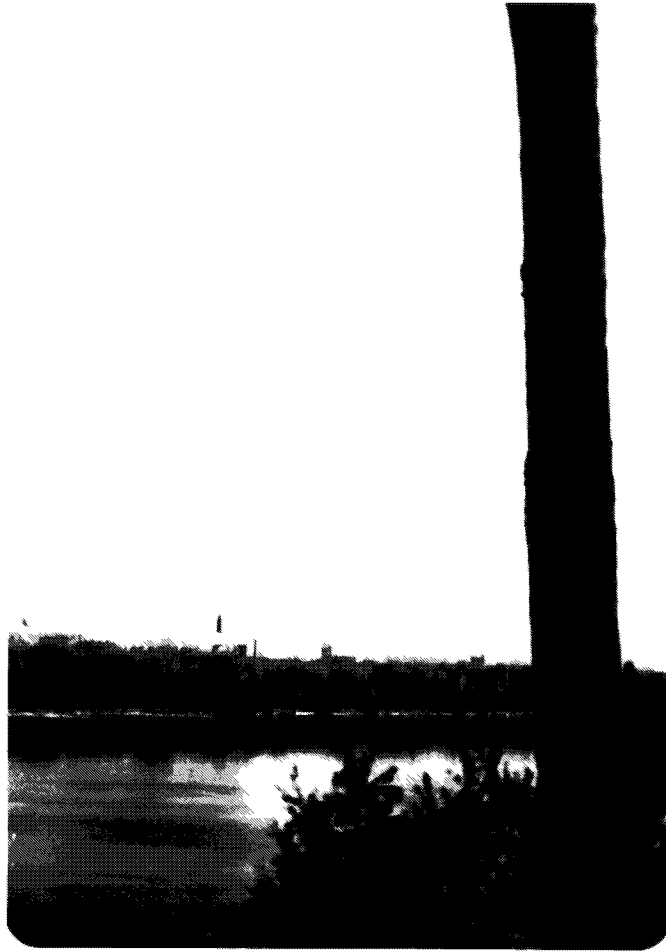


Figure 33. Station à végétation riche, située en bordure du milieu urbain.



Figure 34. Les sources de pollution

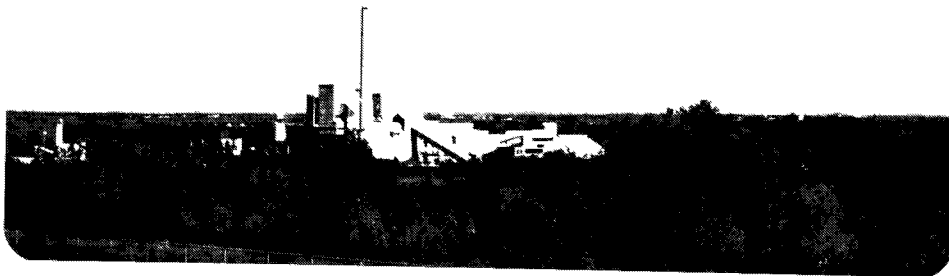
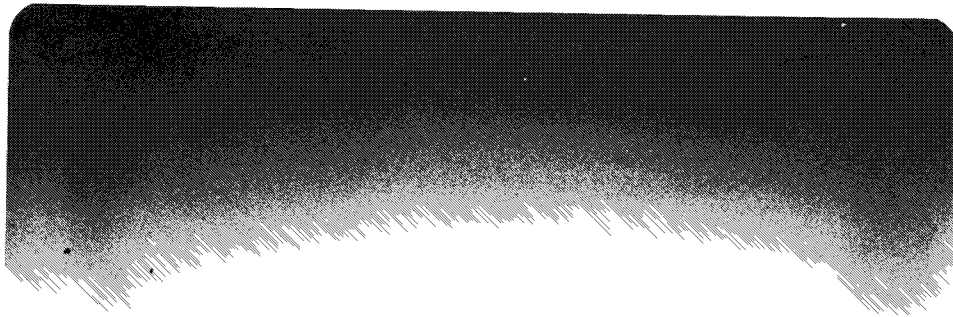
- a) Compagnie internationale de papier
(C.I.P.)
- b) Compagnie de papier Eddy
- c) Canada Cement (maintenant fermée)



a.



b.



C.

Figure 35. Dispersion des contaminants atmosphériques.



Addendum: page 13, ligne 25, après Rydzak (1954-1968),
ajoutez Rydzak et Krysiak (1968, 1970), Rydzak et
Piórecki (1971), Rydzak et Stasiak (1971).