UNIVERSITÉ DE GENÈVE

Archive ouverte UNIGE
https://archive-ouverte.unige.ch

Article scientifique | Article | 1997

Published version | Open Access

This is the published version of the publication, made available in accordance with the publisher's policy.

Les lichens épiphytes comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique dans la région genevoise = Epiphytic lichens as bioindicators of atmospheric pollution in Geneva (Switzerland)

Fiore-Donno, Anne-Marie

How to cite

FIORE-DONNO, Anne-Marie. Les lichens épiphytes comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique dans la région genevoise = Epiphytic lichens as bioindicators of atmospheric pollution in Geneva (Switzerland). In: Saussurea, 1997, vol. 28, p. 189–218.

This publication URL: https://archive-ouverte.unige.ch/unige:121017

© This document is protected by copyright. Please refer to copyright holder(s) for terms of use.

Les lichens épiphytes comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique genevoise

A.-M. FIORE-DONNO

RÉSUMÉ

FIORE-DONNO A.-M. (1997). Les lichens épiphytes comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique genevoise. *Saussurea* 28: 189-218. En français, résumés français et anglais.

Les lichens épiphytes ont été utilisés comme bioindicateurs pour réaliser une étude de la pollution atmosphérique dans le canton de Genève. La concordance des résultats avec les mesures de polluants disponibles a été testée statistiquement, et s'est révélée robuste. En répétant des relevés effectués en 1986, on a pu constater des changements dans la répartition des espèces lichéniques, qui correspondent à des modifications de la qualité de l'air. Des cartes montrant des zones de pollution décroissante, du centre ville vers la périphérie, ont été établies.

ABSTRACT

FIORE-DONNO A.-M. (1997). Epiphytic lichens as bioindicators of atmospheric pollution in Geneva (Switzerland). *Saussurea* 28: 189-218. In French, French and English abstracts.

We have used epiphytic lichens as bioindicators to realize a study on air pollution in Geneva (Switzerland). Statistical analyses show that our results are in good agreement with the available records on levels of pollutants. From these results, maps could be established showing zones of pollution decreasing from the city center to suburbs. In repeating relevés on same sites as those in 1986, we could record changes in the distribution of lichens, indicating changes in air quality.

CODEN: SAUSDH
ISSN: 0373-2525
28 189 (1997)

© SOCIÉTÉ BOTANIQUE DE GENÈVE 1997

Le lichen prospère de la région des nuées jusqu'aux écueils immergés et aspergés par la mer.

Il escalade les cimes où aucun végétal ne parvient.

Le désert ne le décourage pas, le glacier ne le déloge point, ni les tropiques, ni le cercle polaire.

Il défie l'obscurité des cavernes et se risque dans le cratère du volcan.

Il ne craint que le voisinage de l'homme.

(...) la ville est le seul obstacle qui l'arrête.

Camillo Sbarbaro, poète et lichénologue italien (1888-1967).

1. INTRODUCTION

En conclusion du rapport final du Programme National de Recherche PNR14 "Pollution de l'air et dépérissement des forêts en Suisse" (JUTZI & al., 1992), il était dit que "les efforts déployés dans le cadre des mesures prises pour assurer la conservation de la pureté de l'air sont à nouveau réduits partiellement à néant par (...) l'utilisation sans cesse accrue de carburants liquides (essence, diesel, kérosène). Cela concerne avant tout les émissions d'oxydes et d'hydrocarbures organiques volatiles. (...) Il convient de tenir compte de ce que les effets de la pollution atmosphérique sur l'homme et son environnement s'exercent dans de nombreux cas sous forme de modifications larvées et de longue échéance, sans que l'on puisse constater des dommages directs et faciles à reconnaître."

Même si, heureusement, certains aspects de la pollution atmosphérique ont pu être maîtrisés grâce à des efforts nationaux et internationaux, elle continue de croître et de se diversifier, en posant des problèmes inconnus jusqu'à maintenant. Du côté des progrès, le dioxyde de soufre n'est plus un polluant majeur suite à la diminution du taux de soufre admis dans les huiles de chauffage et le diesel (dès 1975, plusieurs directives CEE, citées par AUBIN, 1993, ainsi que des recommandations de l'OMS). Par contre, à cause de l'augmentation constante du trafic motorisé, nous assistons notamment à une augmentation des oxydes d'azote et de l'ozone troposphérique.

Ce sont des phénomènes caractéristiques des zones urbaines, qui ne se font sentir qu'à l'échelle régionale, même s'ils sont largement répandus dans les pays industrialisés.

La lutte contre la dégradation de notre milieu ne peut que passer par une information adéquate. Celle-ci doit permettre de sensibiliser aussi bien les autorités que la population à des problèmes qui ne sont pas immédiatement perceptibles.

1.1. BUT

Le travail de diplôme qui est résumé dans cet article avait pour objet d'apporter des renseignements sur la qualité de l'air à Genève, par une méthode basée sur l'observation des lichens. En effet, les lichens se prêtent particulièrement bien à la mise en évi-

dence des modifications de l'environnement larvées et à longue échéance, dont il était question dans le rapport final du PNR14. Notre étude s'articule en deux volets:

- **la mise en évidence de la charge polluante** dans le canton de Genève, par la méthode de l'IAP, qui s'appuie sur l'observation de lichens épiphytes, et la corrélation de ces résultats avec les mesures physico-chimiques.
- **l'évaluation des changements survenus en dix ans dans la flore lichénique**, en renouvelant les relevés effectués en 1986 (HERZIG & URECH, 1991), et leur mise en parallèle avec les modifications de la pollution atmosphérique.

La méthode de bioindication IAP, qui a été mise au point lorsque le SO_2 était le polluant dominant, permet-elle de témoigner avec autant de fidélité de la situation actuelle, où le NO_2 est prépondérant ? La végétation lichénique va-t-elle refléter la différence d'évolution en ville et à la campagne? Existe-t-il une recolonisation au centre ville, et si oui, par quelles espèces ? Ce sont les questions auxquelles nous allons tenter de répondre.

1.2. LES LICHENS COMME BIOINDICATEURS

Les lichens sont reconnus comme de bons bioindicateurs de la qualité de l'air (NASH & GRIES, 1991, VAN HALUWYN & LEROND, 1993), car ils présentent:

- **une sensibilité** particulière à certains polluants,
- **une distribution** suffisante et homogène dans l'aire considérée,
- **une manière de réagir** facilement observable.

Ils sont donc utiles, dans une optique de sauvegarde de l'environnement, comme signal d'alarme pour prendre des mesures de prévention adaptées avant que les détériorations annoncées n'atteignent l'ensemble des organismes de l'écosystème, et ne compromettent irrémédiablement son équilibre.

En comparant l'utilité des mesures physico-chimiques avec celle des lichens comme bioindicateurs, on pourrait dire que les premières renseignent sur les concentrations des polluants présents dans l'air, et les deuxièmes sur la qualité globale de l'air, qui est une notion plus floue, mais chargée d'une signification biologique. Les lichens se prêtent à l'établissement d'un réseau d'observation étendu, à la fois dans l'espace et dans le temps, alors que le nombre de stations de mesure est limité par leur coût. Ainsi, en Vénétie, on a pu établir une corrélation entre l'incidence du cancer des poumons et la pollution atmosphérique, évaluée par 2425 observations sur 18'000 km^2 selon une méthode de bioindication par les lichens (CISLAGHI & NIMIS, 1997). Un réseau de mesures physico-chimiques aussi dense et étendu n'est pas réalisable.

Bien entendu, les organismes bioindicateurs sont influencés par d'autres facteurs environnementaux (micro-climatiques, de l'habitat), et il est nécessaire de réduire l'impact de ces derniers à un degré acceptable, en disciplinant l'observation par des critères très stricts. Les résultats obtenus, à cause de la variabilité inhérente aux organismes vivants, présentent toujours une dispersion importante. L'échantillonnage doit donc être suffisamment grand.

Plusieurs caractéristiques structurales et physiologiques déterminent la sensibilité des lichens à la pollution atmosphérique:

- leur alimentation en eau dépend principalement de l'**eau de l'atmosphère**
- la surface qu'ils exposent ne présente **aucune protection,** comme une cuticule cireuse, par exemple, mais au contraire absorbe de manière efficace non seulement les substances nécessaires à leur survie, mais aussi les polluants, sous forme de poussières ou de gaz, qui leur sont associés, sans aucune possibilité de filtrage
- **ils vivent plusieurs années,** sans renouvellement possible de leurs parties les plus exposées
- ils sont actifs toute l'année, même en hiver où les taux de certains polluants sont les plus importants
- ils ne peuvent **survivre** en atmosphère polluée.

Les effets des différents polluants sont connus par de nombreuses expériences et observations en laboratoire, en serre et sur le terrain. Un résumé est donné par VAN HALUWYN & LEROND (1993), NASH & GRIES (1991) ainsi que par HYVÄRINEN et al. (1993).

La substance qui a fait l'objet du plus grand nombre d'études, et dont la toxicité est reconnue, est le dioxyde de soufre. Les dommages, qui se manifestent physiologiquement et morphologiquement, finissent par engendrer une nécrose du lichen. C'est au dioxyde de soufre qu'est imputée la disparition des lichens des zones urbaines et industrielles (FARMER & al., 1992).

En ce qui concerne les autres polluants dont les effets ont été étudiés, les résultats sont moins nets. Pour l'ozone, notamment, les effets sont controversés. Une étude récente (SCHEIDEGGER & SCHROETER, 1995) a pu mettre en évidence des dommages sur des lichens soumis en serre à des fumigations à des taux proches des conditions naturelles. Ces résultats sont contredits par d'autres études (EGGER & al., 1994 et VONARBURG, 1993) ainsi que par des observations sur le terrain. En effet, l'ozone atteint des pics à l'extérieur des zones urbaines, où l'on trouve souvent une végétation lichénique riche et diversifiée.

Les effets des oxydes d'azote n'ont que peu été étudiés. Une étude de lichens récoltés à Bienne, à proximité des stations de mesures (VON ARB et al., 1990), n'a pas pu démontrer de dommages, mais un ralentissement de la croissance dans les sites les plus pollués. L'interprétation des études de terrain est compliquée, car les oxydes d'azote sont toujours associés à d'autres polluants, et particulièrement au SO_2.

BALAGUER & MANRIQUE (1991) ont tenté de montrer quels sont les effets synergiques du dioxyde de soufre et des nitrates sur trois espèces de lichens, par des fumigations à de très fortes concentrations de SO_2. Ils ont pu constater que les nitrates seuls, à des concentrations habituelles dans les eaux de pluie des zones polluées, ont d'abord un effet fertilisant sur les lichens. Ceci pourrait conduire à une rupture de la symbiose par une croissance anormale des photosymbiontes. Par contre, les nitrates combinés à des fumigations de SO_2 provoquent plus de dommages dans les lichens que chaque polluant agissant séparément. Il manque actuellement des études sur les effets combinés des oxydes d'azote et du dioxyde de soufre à des concentrations plus proches des taux rencontrés actuellement.

En résumé, même s'il paraît probable que les lichens réagissent à l'ensemble des polluants présents, seule la sensibilité au dioxyde de soufre a été amplement prouvée. La mise en évidence des dommages causés par d'autres polluants semble poser plus de difficultés.

La méthode des transplants de lichens sains dans des zones polluées a permis de se faire une idée du délai d'apparition des premiers dommages physiologiques, puis des nécroses, et enfin de la mort de l'organisme, ce temps se mesurant en mois (WERNER, 1993).

1.3. LES MÉTHODES DE BIOINDICATION PAR LES LICHENS

La sensibilité des lichens à la pollution atmosphérique est connue depuis longtemps. En 1866, le botaniste Nylander a présenté à la Société botanique de France une communication sur l'absence de lichens dans le centre des grandes villes, et notamment à Paris: *"les lichens donnent à leur manière la mesure de la salubrité de l'air"* (NYLANDER, 1866). Il a aussi remarqué que certaines espèces survivaient mieux que d'autres aux conditions des villes, et que, au fur et à mesure que l'on s'éloignait du centre, on constatait une zonation, dans laquelle la végétation lichénique se montrait de plus en plus abondante et diversifiée.

Depuis, de très nombreuses études, aussi bien sur le terrain qu'en laboratoire, ont permis d'affiner la bioindication au moyen de différentes approches.[1]

Parmi celles-ci, **les approches quantitatives** permettent le calcul d'**un indice de pollution** qui se prête à une vérification statistique. Un certain nombre de paramètres significatifs sont choisis, tels que fréquence, vitalité, endommagement, et sont notés sous forme numérique, en leur donnant des valeurs dans une échelle de 1 à 5, par exemple. Cela permet un traitement mathématique et statistique de ces informations, et donc de tester d'éventuelles corrélations. Ce sont les méthodes de bioindication les plus utilisées actuellement, dans le monde entier.

La méthode IAP, mise au point au Canada par LEBLANC & DE SLOOVER (1970), est une approche quantitative qui se base sur des relevés de lichens épiphytes. Elle permet le calcul d'un **indice de pureté atmosphérique (IAP).** Un IAP élevé est le reflet d'une flore lichénique abondante et/ou variée, donc le reflet d'un air pur. A l'autre extrême, un IAP nul ou très bas reflète un "désert lichénique", tel qu'on peut l'observer au centre des grandes villes industrialisées.

Par la suite, de nombreuses recherches ont utilisé des formules d'IAP modifiées, dont HERZIG & al. (1985) proposent un compte rendu détaillé.

La méthode IAP telle qu'elle a été mise au point par HERZIG & al. (1985) a été souvent utilisée, avec parfois des adaptations, notamment en Suisse (LIEBENDÖRFER & al., 1990; URECH & al., 1990a; URECH & al., 1990b; PETER, 1988; THOENI & al., 1990), en Italie (GASPARO & al., 1989; NIMIS & al., 1989; NIMIS & al., 1990; NIMIS & al., 1991; LOPPI, 1993 et LOPPI & al., 1995) et en Allemagne (PFEFFERKORN & TURK, 1993; VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 1995; KIRSCHBAUM & WINDISCH, 1995).

Une méthode très simplifiée a été développée par le WWF en 1988, destinée aux écoliers et aux enseignants, dans le but de permettre une approche pratique des problèmes environnementaux à l'école (LIEBENDÖRFER, 1990 et PIERALLI & TRAQUANDI, 1991).

---

[1]Pour un recensement des études publiées sur les lichens et la pollution atmosphérique, voir The Lichenologist: deux fois par année, A. HENDERSON publie un compte rendu exhaustif, avec bref résumé de chaque publication. En 1995, il a recensé 153 articles!

1.4. MODIFICATION DE LA VÉGÉTATION LICHÉNIQUE EN RÉPONSE AUX CHANGEMENTS DE LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE

En considérant le phénomène de manière très générale, on constate, depuis les années '80, une recolonisation par les lichens de zones jusque-là considérées comme "désert lichénique", ainsi qu'une augmentation de la diversité dans les zones moyennement polluées. Ceci est attribué à l'amélioration de la qualité de l'air et à la baisse de l'acidité qui en résulte. L'Europe du Nord, qui a été fortement touchée par les pluies acides, voit la situation se rétablir bien plus lentement que le Sud de l'Europe.

En Europe du Nord, dans les années '80, lorsque la pollution acide était encore prédominante bien qu'en régression, on a constaté une invasion d'espèces favorisées par les activités humaines. SEAWARD (1989) constate, après un recensement étendu de la végétation des Iles Britanniques, que des espèces acidophiles et résistantes à la pollution, comme *Hypocenomyce scalaris* et *Parmeliopsis ambigua* ont étendu leur habitat en exploitant des substrats acidifiés. Il cite l'expansion étonnante de *Lecanora conizaeoides*, inconnue en Europe jusque vers 1860, devenue ubiquiste dans la plupart des régions d'Europe où les taux de SO_2 sont élevés, et qui semble persister lorsque la qualité de l'air s'améliore.

Alors que les taux de SO_2 continuaient à diminuer, on s'attendait à voir réapparaître des espèces acidophiles mais plus sensibles à la pollution, selon l'ordre inverse dans lequel elles avaient disparu. Or, la découverte la plus significative (HAWKSWORTH & McMANUS, 1989) est que le processus de recolonisation ne suit pas la séquence de disparition. Certaines espèces, considérées comme toxicotolérantes, ne réapparaissent pas, alors que des espèces plus sensibles comme *Usnea subfloridana* et *Parmelia caperata* sont en expansion. En l'absence du SO_2 en tant que facteur limitant absolu, comme par le passé, il est probable que de multiples facteurs fassent sentir leur influence, parfois localement. Les parcs du centre de Londres possèdent actuellement autant d'espèces que la périphérie, alors que la pollution y est plus importante.

Un autre phénomène généralement admis est qu'il existe une hystérèse, c'est-à-dire un retard, de durée inconnue, entre l'amélioration de la qualité de l'air et la recolonisation par les lichens (BÉGUINOT, 1992). Certains auteurs avancent un délai de trois mois, d'autres de six ans. GILBERT (1992) insiste sur la présence de niches écologiques capables de constituer des réservoirs d'espèces dans des zones sinistrées. Il s'agirait de substrats capables de tamponner la pollution acide.

Au fur et à mesure que le SO_2 décroît, les effets des oxydes d'azote pourraient devenir perceptibles (BROWN, 1992). On leur attribue en général l'expansion d'espèces dites nitrophiles, constatée à Paris par DERUELLE & GUILLOUX (1993), par KANDLER & POELT (1984) autour de Munich, par der KNAAP & van DOBBEN (1987, cités par GILBERT, 1992) et DE BAKKER (1989) aux Pays-Bas. Ces espèces font souvent partie de l'alliance du *Xanthorion parietinae*.

A Genève, en répétant des relevés effectués en 1986 (HERZIG & URECH, 1991), nous allons tenter de mettre en évidence une modification de la végétation lichénique en réponse aux changements de la pollution atmosphérique.

1.5. LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE À GENÈVE

Le Service de l'écotoxicologue cantonal (ci-après Ecotox) est chargé par l'état de Genève de procéder à des mesures continues de la pollution, au moyen de stations fixes

ou mobiles. Les stations fixes mesurent l'ozone, le dioxyde de soufre, les monoxyde et dioxyde d'azote, le méthane, les hydrocarbures totaux, les poussières et leur contenu en zinc, plomb, cadmium, ainsi que la vitesse et la direction des vents.

A Genève, selon Ecotox, les principales sources d'émission des polluants atmosphériques sont constituées par le trafic routier, le chauffage, et, dans une moindre mesure, le trafic aérien et l'activité industrielle. Le centre-ville présente une forte densité d'habitation (jusqu'à 415 habitants par hectare) et un trafic motorisé intense, qui atteignait, en 1988, 86.000 véhicules/jour ouvrable en moyenne sur le pont principal, celui du Mont-Blanc (INGENIEUR CANTONAL DE LA CIRCULATION, 1988).

Les résultats des mesures des huit stations (Figure 1) sont publiés chaque année dans une brochure (SERVICE DE L'ECOTOXICOLOGUE CANTONAL, 1995). Un résumé de la situation en 1995 est donné ci-dessous, ainsi que dans le tableau 1.

- **dioxyde de soufre:** les immissions sont peu importantes, bien qu'un peu plus élevées en ville qu'à la campagne.
- **dioxyde d'azote:** en milieu urbain, et de manière plus atténuée en milieu suburbain, la valeur limite d'immission de l'Ordonnance Fédérale OPair est systématiquement dépassée, bien que par rapport à 1994 on assiste à une légère baisse. En milieu rural, les taux sont plus bas. Néanmoins, la charge due au trafic reste trop importante en milieu urbain.

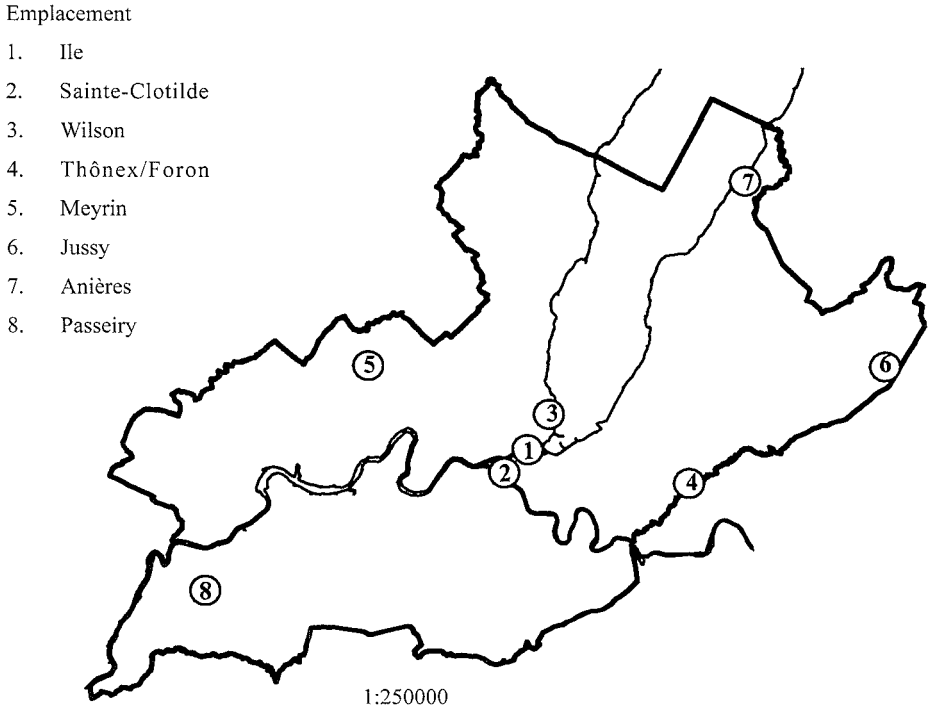

Fig. 1. – Emplacement des huit stations de mesure d'Ecotox dans le canton de Genève.

Tableau 1. – Moyennes annuelles (1995) des principaux polluants dans les huit stations de mesure d'Ecotox (Service de l'écotoxicologue cantonal, 1995).

Emplacement		*Adresse*	*Milieu*	*SO_2 mg/m³*	*NO_2 mg/m³*	*NO mg/m³*	*O_3 mg/m³*
1	Ile	Rue des Moulins	urbain	13	**58**	53	28
2	Sainte-Clotilde	Av. Ste-Clotilde 23	urbain	11	**42**	35	32
3	Wilson	Quai Wilson	urbain	8	**48**	41	31
4	Thônex/Foron	Ch. du Foron	suburbain	7	**32**	23	41
5	Meyrin	Av. de Vaudagne	suburbain	5	**30**	16	39
6	Jussy	Grands-Bois	forestier	2	14	3	57
7	Anières	Rte d'Hermance	rural	3	21	6	50
8	Passeiry	Rte de Chancy	rural	2	20	7	51

en gras: *dépassement de la valeur limite selon OPair (30 mg/m3 pour le NO_2)*

Le SO_2 est mesuré par fluorescence UV, le NO_2 et le NO par chimiluminescence, l'O_3 par absorption UV.

- **ozone**: la valeur limite horaire de 120 mg/m³ est dépassée partout, au maximum 449 fois à Jussy et au minimum 17 fois en l'Ile. La norme OPair stipule que cette valeur ne doit en aucun cas être dépassée plus d'une fois par année.

Nous ne rapportons pas ici les mesures des hydrocarbures totaux, du méthane et du monoxyde de carbone, qui n'auraient aucun effet connu sur les lichens.

En résumé, en zone suburbaine et urbaine, le dioxyde d'azote est le problème principal, alors qu'en campagne, les valeurs limites d'ozone sont souvent dépassées en été. Ces problèmes sont liés au trafic motorisé.

Dans le cadre de l'étude des modifications floristiques, qui s'appuie sur des relevés effectués en 1986, il est important de connaître la situation dix ans auparavant et son évolution. La brochure d'Ecotox donne toutes les moyennes annuelles enregistrées depuis la mise en service des stations, et permet de répondre précisément à ces questions. Depuis une dizaine d'années, on peut constater les changements suivants :

- pour le **dioxyde de soufre**, une forte diminution, due à la limitation des teneurs en soufre du diesel et du mazout. Les valeurs limites ne sont plus dépassées depuis 1987,
- le **dioxyde d'azote** atteignait les valeurs les plus élevées de ces dernières années vers 1980 en ville. On note une tendance à la baisse, qui n'est généralisée que depuis 1991,
- l'**ozone** est en baisse depuis les années 1988-1991, mais amorce une légère augmentation à Jussy, ainsi qu'à Thonex/Foron, en l'Ile et à Passeiry.

1.6. ÉTUDES ANTÉRIEURES DE BIOINDICATION À GENÈVE

En plus de celle déjà citée de HERZIG & URECH (1991), deux études utilisant la bioindication ont été réalisées à Genève.

Dans l'étude de PAPERT (1990) ce sont les bryophytes épiphytes qui ont été utilisés comme bioindicateurs. L'étude de TURIAN & DESBAUMES (1975) a pris en

compte quelques espèces de lichens pour établir une carte de la pollution dans le canton. La méthode utilisée se réfère à une échelle qualitative, qui permet d'estimer les taux de dioxyde de soufre à partir de la présence/absence de certaines espèces de lichens (HAWKSWORTH & ROSE, 1970). Comme nous avons retenu une approche quantitative pour notre travail, nous n'avons pas pu nous référer aux résultats de TURIAN & DESBAUMES (1975).

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1. RÉGION ÉTUDIÉE

La région étudiée comprend essentiellement le centre de la ville de Genève, ses alentours et des surfaces de référence autour des stations de mesure d'Ecotox.

Le canton a une étendue de 282 km^2, dont 53 km^2 de zone urbaine et 36 km^2 occupés par le lac. Il se situe dans une cuvette, creusée par le glacier du Rhône, et limitée par des montagnes au Sud, à l'Ouest et au Nord-Ouest. Cette situation favorise les brouillards hivernaux persistants, et par conséquent les inversions de température ainsi que la stagnation des polluants.

Le canton comptait 395.609 habitants à fin 1994, dont 44,4% résident dans la Ville de Genève, où la densité d'habitation est la plus élevée (OFFICE CANTONAL DE LA STATISTIQUE, 1995).

L'altitude s'étage entre 330 m et 517 m. La température moyenne annuelle est de 9.2°C. La moyenne des précipitations est de 930 mm. Les vents dominants proviennent soit du Nord-Est (vent fort et temps sec), soit du Sud-Ouest, en amenant un temps humide et de la pluie.

2.2. DESCRIPTION DE LA MÉTHODE DE RELEVÉS POUR LA BIOINDICATION

En Suisse, la méthode IAP a été développée par Rolf HERZIG, Luzius LIEBENDÖRFER & Martin URECH (1985), d'abord dans le cadre de leur travail de diplôme à l'Université de Berne, puis dans le cadre du programme national de recherches PNR14, en 1986. Ils avaient pour objectif la mise au point d'une méthode pratique de bioindication lichénique, qui fût applicable facilement sur tout le Plateau, reproductible pour permettre le suivi à long terme et donnât des résultats semi-quantitatifs.

L'étude de 1986 (HERZIG & URECH, 1991) comprenait des relevés autour des 19 stations de mesure sur le Plateau suisse, dont quatre se trouvaient à Genève (Anières, Jussy, Meyrin et Ste-Clotilde, voir figure 1). Ils ont observé 20 arbres compris dans un cercle de 500 m de rayon, autour de chaque station de mesure. Les observations de lichens ont été systématiquement comparées aux mesures de polluants. La méthode, telle qu'elle a été mise au point dans ce cadre, n'est applicable que sur le Plateau suisse, là où les arbres porteurs sont en nombre suffisant, à l'exclusion des zones de forêt et d'altitude.

Les caractéristiques de cette méthode sont la **calibration** avec les mesures physico-chimiques d'une part, la **standardisation** des observations de terrain d'autre part. Lorsque le choix entre plusieurs manières de procéder se posait, la solution choisie était

celle qui présentait la meilleure corrélation statistique avec les mesures physico-chimiques des polluants.

- **calibration selon les polluants:** Un modèle à quatre polluants (SO_2, NO_2, NO et O_3) a été retenu. Comme le modèle à quatre polluants donne une meilleure corrélation à l'IAP que chaque polluant pris séparément, les auteurs ont conclu que les lichens étaient sensibles à un ensemble de polluants plutôt qu'à un seul. Le modèle permettait de prédire la charge de pollution avec une certitude de 98%.

La **standardisation**, décrite dans le protocole de HERZIG & al. (1985), que nous avons appliquée dans notre étude, porte sur:

- **La liste d'espèces de lichens:** une liste de 40 espèces, toutes sensibles à la pollution atmosphérique et déterminables sur le terrain a été établie.
- **Les paramètres lichéniques:** il s'est avéré que les formules d'IAP les plus représentatives étaient les plus simples, et que les paramètres devant faire l'objet d'une interprétation, comme le recouvrement, diminuaient la signifiance des résultats. La formule qui a été finalement retenue est celle qui ne fait intervenir que la **fréquence**. Ce paramètre est aussi le plus simple à relever et le plus facilement reproductible, car son interprétation ne peut être subjective. La formule obtenue a été nommée **IAP18**, Pour calculer l'IAP18, il suffit d'additionner le nombre de fois que chacune des 40 espèces choisies est rencontrée dans les dix rectangles d'un treillis de relevés.
- **Les paramètres d'emplacement:** le choix des arbres et de leurs emplacements est très important. Il doit tendre à minimiser l'influence de facteurs autres que la pollution atmosphérique dans les résultats de l'étude. Pour effectuer un choix correct, la surface de chaque maille doit d'abord être entièrement parcourue, et les arbres acceptables notés. Les espèces d'arbres retenues sont les tilleuls, les érables (en évitant les espèces dont l'écorce desquame comme les sycomores), le frêne, et, en deuxième choix les chênes. Toutes ces espèces présentent une écorce de pH comparable, neutre ou légèrement acide. Il ne faut considérer que les arbres isolés, à l'écart de haies ou constructions, ainsi que des rivières ou du lac. Le tronc des arbres choisis doit être droit, régulier, en bon état et sans branches basses, d'une circonférence comprise entre 100 et 280 cm. Dans certaines surfaces, le nombre d'arbres acceptables était insuffisant, et nous avons dû nous résoudre à des compromis, en choisissant des arbres qui n'obéissaient pas à tous ces critères.

2.3. MAILLE DE RELEVÉS

Notre étude comprend trois types de mailles de relevés. Les deux premiers types ont une surface carrée et comprennent six relevés (soit six arbres observés). Le troisième type a une surface circulaire, dont le centre est occupé par une des huit stations de mesure d'Ecotox, et comprend 20 relevés, selon le choix de maille de HERZIG & URECH (1991). Ceci présente l'inconvénient, pour notre étude, d'introduire une disparité des surfaces (voir "discussion").

a) surfaces carrées

La maille de ces relevés représente un carré d'un kilomètre de côté, selon le quadrillage des cartes nationales de la suisse (1:25.000, cartes n^{os} 1281, 1300 et 1301). Pour limiter le nombre de relevés tout en donnant une bonne indication de la pollution sur une région significative, nous avons pris un carré sur deux. Au centre-ville, cette sur-

face de base s'est révélée trop étendue pour être homogène. Il a donc fallu la diviser en surfaces plus petites, et nous avons opté pour des carrés d'un quart de la surface de base, soit 25 hectares. Cela revient à doubler les relevés en ville. Chaque zone de relevé, quelle que soit la surface, comprend 6 arbres.

Nous avons donc effectué 156 relevés sur (figure 2):

- 9 surfaces d'un kilomètre carré, situées autour du centre-ville,
- 17 surfaces de 25 ha, au centre-ville,

b) surfaces circulaires

Autour des huit stations de mesure d'Ecotox, l'approche retenue est différente: les relevés doivent être plus nombreux, pour pouvoir établir une corrélation statistique. Cela a nécessité la prise en compte de 20 relevés dans une surface circulaire de 500 m de rayon, dont le centre est la station de mesure, ce qui totalise 160 relevés (figure 1 et figure 2 pour les trois stations du centre-ville).

En regroupant les surfaces carrées à 6 relevés et les surfaces circulaires à 20 relevés, nous obtenons 34 surfaces étudiées, totalisant presque 29 km^2. La grande majorité des relevés sont effectués en ville (21 surfaces), là où la pollution est la plus importante, et où ses effets nocifs potentiels agiraient sur le plus grand nombre de personnes.

Le nombre total des relevés s'élève à 316, effectués du 22 février au 1er octobre 1996.

Méthode d'observation

Le treillis grâce auquel la fréquence est notée est haut de 50 cm et de largeur adaptable, il est fixé de manière à englober la moitié de la circonférence du tronc. Il est placé à une hauteur de 1 m 20, du côté du tronc où l'on constate la plus forte colonisation lichénique (exposition principale).

Sur le terrain, les observations sont notées sur un formulaire, en particulier:

- Chaque carré ou station reçoit un nom et un numéro, et les arbres qu'ils comprennent sont numérotés de 1 à 6 (carrés) ou de 1 à 20 (stations); ex.: le carré "Nations" comprend les arbres 40 à 46, la station "Passeiry" les arbres 600 à 620.
- L'adresse de chaque arbre est notée, et un schéma, établi d'après la carte au 25.000, permet de le situer plus précisément. Les coordonnées ont été notées au moyen du logiciel "Arc View".
- La somme des fréquences des 40 espèces de la liste constitue l'IAP. La présence de certaines espèces non comprises dans la liste a aussi été notée. Toutes ces espèces sont reconnaissables sans autre concours que celui d'une loupe de terrain, car des prélèvements en vue d'une détermination compromettraient la possibilité de reconduire l'étude dans le futur.

Fig. 2. – Emplacements des relevés dans les surfaces carrées.

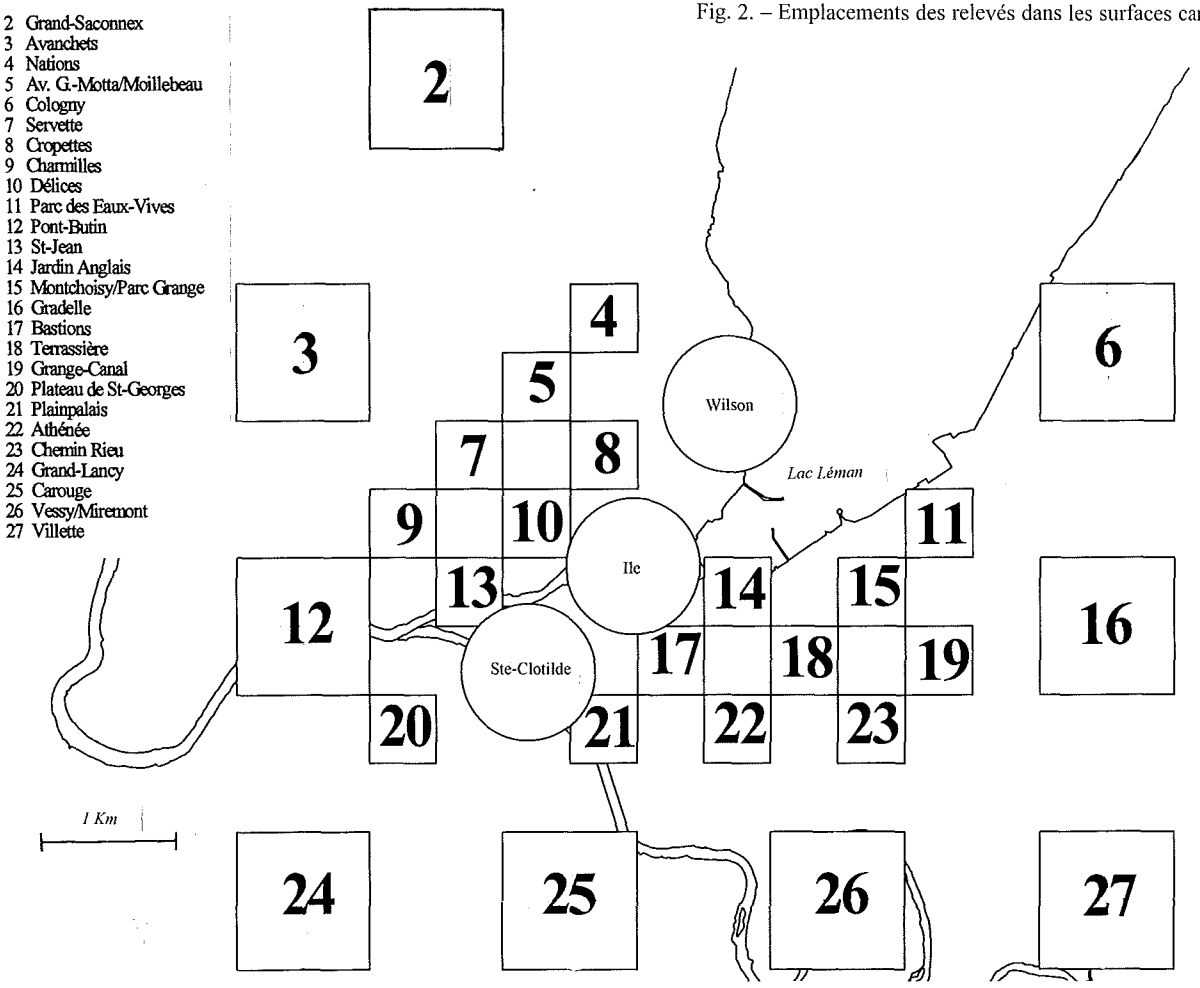

Fig. 3. – Treillis de mesure de fréquence lichénique placé sur deux troncs. A droite, tronc recouvert de lichens à la campagne, à gauche tronc en ville. Tiré de URECH & al. (1990).

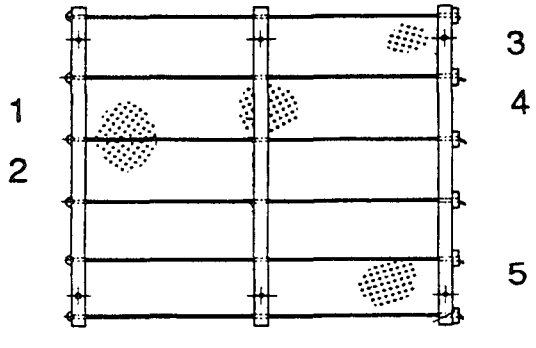

Fig. 4. – Manière de compter la fréquence lichénique: cette espèce a une fréquence de 5, car elle est présente dans cinq rectangles du treillis de fréquence. Tiré de THÖNI & al. (1990).

3. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

3.1. INDEX DE PURETÉ ATMOSPHÉRIQUE (IAP)

Les valeurs d'IAP de chaque arbre, l'IAP moyen de chaque station, ainsi que l'écart-type, sont donnés dans les tableaux ci-dessous. Les résultats des 26 surfaces carrées à 6 relevés sont donnés en premier (tableau 3). La valeur la plus basse est trouvée à Plainpalais (IAP moyen = 1), la plus haute dans le carré du Pont-Butin (IAP moyen = 69). L'IAP moyen des 156 arbres est de 25, l'écart-type de 23.4.

Les résultats des relevés effectués autour des stations de mesure d'Ecotox sont donnés dans le tableau 4. On note immédiatement que les stations situées en ville (Wilson, Ile, Ste-Clotilde) affichent des IAP moins élevés que celles situées en dehors. Les trois stations situées à la campagne, avec des IAP au-dessus de 70, font monter la moyenne globale jusqu'à 44. L'écart-type entre tous les IAP est par conséquent plus grand, atteignant 31.7. C'est à Passeiry, qui est la station la moins polluée d'après notre étude, que l'arbre présentant l'IAP le plus élevé (109) a été trouvé.

On remarquera que, dans chaque station, les valeurs s'écartent souvent largement de la moyenne: les écarts-type s'étagent le plus fréquemment au-dessus de 10. En effet, lorsque l'on étudie des organismes vivants, même en apportant un souci minutieux au respect des critères de standardisation, on ne peut que constater des variations, parfois aussi importantes qu'inexplicables.

L'IAP moyen de l'ensemble des relevés est de 35.

Pour établir une carte, les IAP moyens doivent être regroupés en classes de valeurs. La méthode employée par HERZIG et al. (1985), et reprise par maints auteurs depuis, prend comme référence l'écart-type pour établir cinq classes. Nous n'avons pas pu l'employer, car nos valeurs ne se distribuent pas selon la loi normale. En effet, les relevés ont été effectués surtout en ville, et l'effectif des valeurs IAP basses est surreprésenté. Il a donc fallu, pour équilibrer les cinq classes du point de vue des effectifs, distinguer d'abord les valeurs de 0 à 10, puis établir des écarts de 20 points.

Les cinq classes, correspondant à des zones de végétation lichénique déterminées, indicatives de zones de pollution globale décroissante, sont données dans le tableau 2. Les lichens, rappelons-le, sont des indicateurs de la pollution atmosphérique globale, et l'IAP ne peut de ce fait être trop étroitement rapporté à des taux de polluants mesurés individuellement. La calibration de la méthode aux mesures de polluants permet par contre de rapporter la zonation de la végétation lichénique à une échelle de la qualité de l'air, en réalisant ainsi un outil de sensibilisation et d'information utile.

Tableau 2. – Zones de végétation lichénique et correspondance avec la pollution atmosphérique.

Zones de	*I. Désert lichénique*	*II. Survie précaire*	*III. Survie*	*IV. Végétation saine*	*V. Végétation riche et diversifiée*
Valeurs IAP	0-10	11-30	31-50	51-70	71-100
Nombre de stations	12	6	10	3	3
Pollution globale	critique	élevée	moyenne	faible	très faible

Tableau 3. – Valeurs IAP dans les surfaces carrées à six arbres.

N°	Nom du carré	IAP par arbre						IAP moyen	Ecart type
		1	2	3	4	5	6		
2	Grand-Saconnex	55	42	69	63	40	29	**50**	15.2
3	Avanchets	43	54	25	57	40	43	**44**	11.4
4	Nations	76	43	9	0	43	48	**37**	27.8
5	Av. G.-Motta / Moillebeau	41	19	11	29	1	13	**19**	14.2
6	Cologny	37	48	30	38	64	56	**46**	12.9
7	Servette	5	21	4	0	0	19	**8**	9.4
8	Cropettes	2	8	8	6	9	25	**10**	7.9
9	Charmilles	21	33	53	45	44	26	**37**	12.3
10	Délices	2	8	0	9	31	1	**9**	11.6
11	Parc des Eaux-Vives	38	10	35	38	38	38	**33**	11.3
12	Pont-Butin	78	54	107	89	39	44	**69**	27.1
13	St-Jean	3	0	0	12	0	4	**3**	4.7
14	Jardin Anglais	29	0	7	25	2	39	**17**	16.2
15	Montchoisy / Parc de la Grange	0	18	7	3	0	1	**5**	7.0
16	Gradelle	67	46	59	54	16	59	**50**	18.1
17	Bastions	0	0	1	0	3	30	**6**	12.0
18	Terrassière	0	6	4	3	0	9	**4**	3.5
19	Grange-Canal	9	26	53	8	10	5	**19**	18.4
20	Plateau St-Georges	30	19	23	11	35	14	**22**	9.3
21	Plainpalais	5	0	0	0	0	0	**1**	2.0
22	Athénée	0	18	4	4	5	3	**6**	6.3
23	Chemin Rieu	11	6	5	4	8	20	**9**	5.9
24	Grand-Lancy	42	83	58	36	47	82	**58**	20.3
25	Carouge	10	32	0	24	35	10	**19**	13.9
26	Vessy / Miremont	34	26	50	55	32	52	**42**	12.3
27	Villette	34	60	64	54	28	27	**45**	16.7
	Moyenne et écart-type de tous les arbres							**25**	**23.4**

Tableau 4. – Valeurs IAP dans les huit surfaces rondes à vingt arbres, autour des stations d'Ecotox.

	N° sur la figure 1 et nom de la surface								
	4. Thônex/Foron	1. Ile	3. Wilson	8. Passeiry	7. Anières	6. Jussy	5. Meyrin	2. Ste-Clotilde	**Moyenne et écart-type de tous les arbres**
IAP par arbre									
1	42	0	23	69	68	86	67	0	
2	50	2	11	68	72	66	71	0	
3	39	9	30	96	76	70	49	0	
4	47	0	6	78	76	66	77	0	
5	33	5	9	67	59	57	47	0	
6	47	0	38	101	42	78	57	0	
7	61	0	34	83	72	66	54	24	
8	65	5	41	101	54	66	41	3	
9	47	33	32	41	57	66	50	0	
10	63	3	11	66	86	91	22	0	
11	32	4	0	102	86	58	19	0	
12	53	8	23	84	104	68	73	27	
13	35	23	1	62	86	53	36	56	
14	79	0	2	109	67	55	77	3	
15	32	0	7	53	72	98	46	0	
16	29	5	4	63	71	99	65	0	
17	53	8	29	64	78	105	58	0	
18	51	1	3	61	69	56	62	6	
19	39	0	2	57	69	90	63	24	
20	38	14	3	74	65	60	66	5	
IAP moyen	**46**	**6**	**15**	**75**	**71**	**73**	**55**	**7**	**44**
Ecart type	13.5	8.7	14.1	19.2	13.4	16.3	16.5	14.5	**31.7**

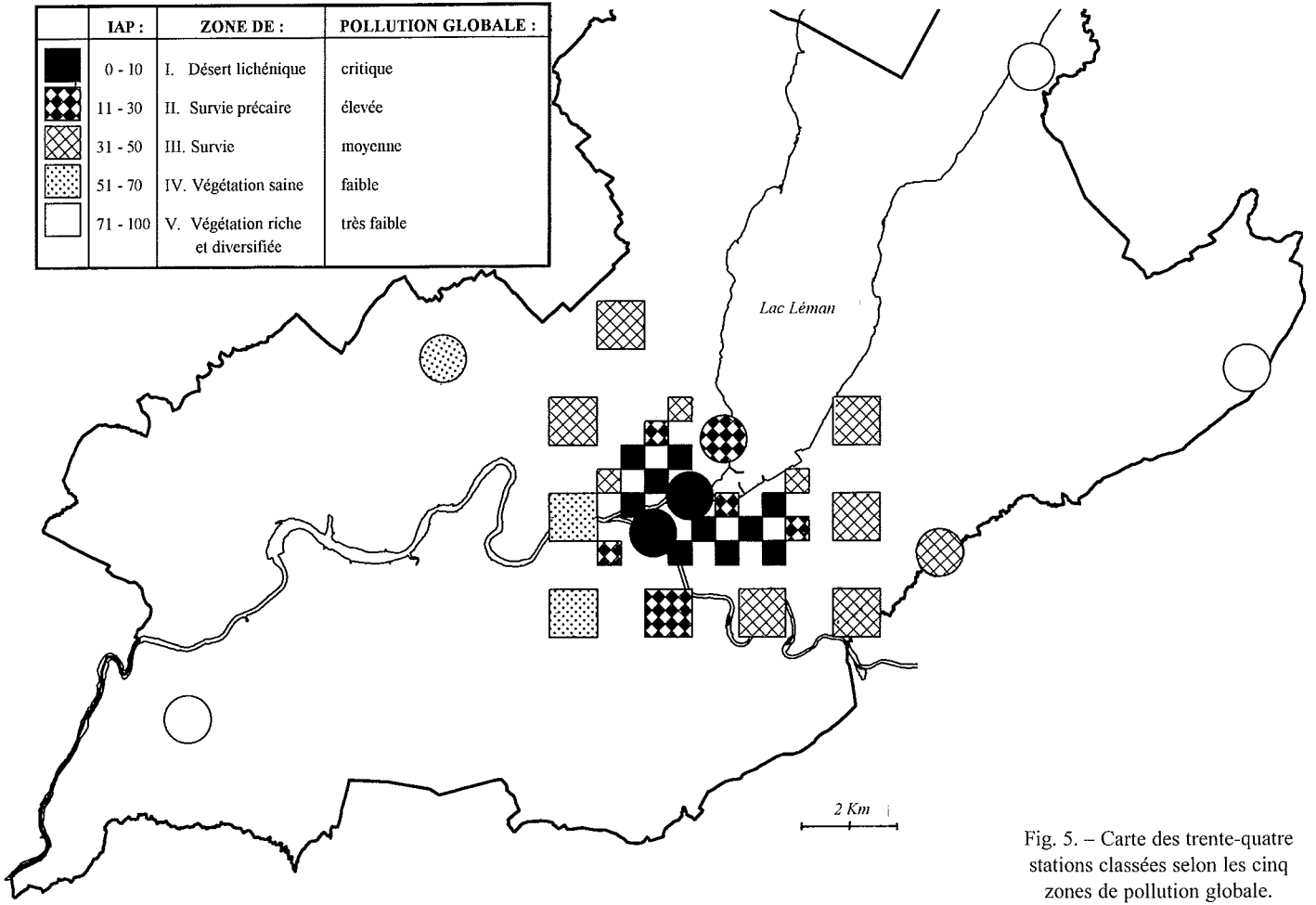

Fig. 5. – Carte des trente-quatre stations classées selon les cinq zones de pollution globale.

Dans la figure 5, nous avons représenté les surfaces de relevés selon les cinq zones de végétation lichénique (les carrés blancs au centre-ville sont des surfaces non étudiées, et non des surfaces de végétation riche et diversifiée!).

Dans la zone I, de désert lichénique (en noir sur les cartes), les lichens, lorsqu'ils sont présents, sont dans un piteux état, et sous forme de thalles minuscules. Elle occupe le plus grand nombre de stations. La diversité spécifique est réduite, avec 17 espèces présentes sur 35, dont 7 n'ont été trouvées qu'une fois. En moyenne, nous ne trouvons que deux espèces par arbre. Cette zone intéresse les aires du centre-ville à forte densité d'habitation et de trafic.

La zone II, de survie précaire (en quadrillé noir et blanc), est moins représentée, sa distribution est plus externe par rapport au centre-ville, sauf dans deux stations au bord du lac, à Wilson (parc Perle du lac) et au Jardin Anglais. Ces stations sont probablement soumises à la même charge polluante que les stations qui appartiennent à la zone I qui les entoure, et la différence d'IAP peut être interprétée par l'influence synergique de plusieurs facteurs écologiques (vent, humidité, sol herbeux). Nous avons trouvé 25 espèces, dont 7 une seule fois, et la moyenne est de quatre espèces par arbre. Parmi les espèces qui n'ont été trouvées qu'une seule fois, il faut signaler l'apparition d'espèces sensibles à la pollution, absentes de la zone I; il s'agit de *Parmelia caperata, Parmelia subargentifera, Ramalina farinacea* et *Usnea* sp.

La zone de survie (III, en quadrillé), qui indique une pollution moyenne, représente le pourcentage le plus grand de la surface étudiée. Elle forme une ceinture nettement plus externe. Elle est moins présente sur la rive droite, où le passage à la zone de végétation saine se fait plus abruptement. Sur la rive gauche, l'impact de la pollution semble légèrement plus important. Nous avons trouvé 28 espèces, dont deux une seule fois, et la moyenne par arbre s'élève à huit.

La zone de végétation saine (IV, en pointillé) n'est présente que dans trois stations, toutes situées du côté ouest. Il est intéressant de noter que les deux stations situées en milieu suburbain, à peu près à la même distance du centre-ville, mais l'une sur la rive droite et l'autre sur la rive gauche, soit Meyrin et Thônex, présentent une petite différence d'IAP, ce dernier étant légèrement inférieur à Thônex (zone de survie). A Thônex, on noterait ainsi l'influence de l'urbanisation intense de cette région, qui se prolonge au-delà de la frontière (Ambilly, Annemasse). Comme cette zone est sous-représentée dans nos relevés, nous n'avons trouvé que 25 espèces, aucune une seule fois, avec une moyenne d'onze espèces par arbre.

La zone de végétation riche et diversifiée (V, en blanc) se trouve nettement à l'extérieur de la ville, soit à Anières, Passeiry et Jussy. Nous avons rencontré 34 espèces sur 35, et jusqu'à 21 espèces sur un seul tronc. La moyenne est treize espèces par arbre.

En traitant ces informations par des méthodes d'interpolation (Logiciel IDRISI v 4.1 pour DOS), on peut obtenir une carte où les zones de pollution sont continues. Nous avons réalisé une telle carte pour le centre-ville (figure 6), la densité des relevés n'étant pas suffisante pour comprendre tout le canton

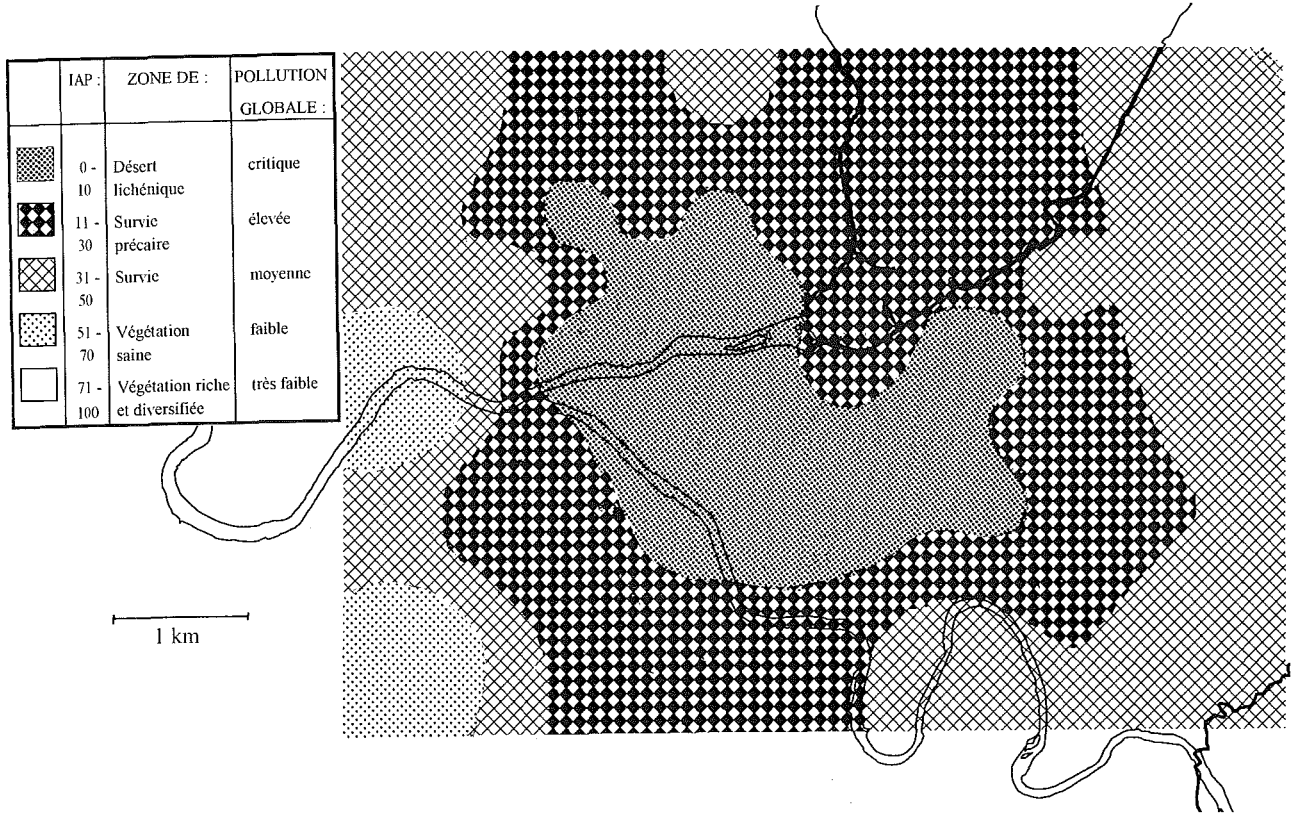

Fig. 6. – Carte de la pollution atmosphérique globale du centre ville de Genève.

3.2. CORRÉLATIONS ENTRE LES IAP MOYENS ET LES MESURES DE POLLUANTS, COMPARAISON AVEC 1986

Comparaison IAP/NO_2, NO, SO_2 et O_3 (dans les 8 stations)

Comment les IAP moyens relevés à Genève rendent-ils compte des différents polluants mesurés?

Le fait de ne disposer que de huit mesures n'autorise pas l'utilisation de méthodes statistiques comme la régression linéaire. Il n'est pas possible d'établir un modèle prédictif, ni de prendre en compte plusieurs variables à la fois. Nous avons appliqué la mesure de corrélation non-paramétrique de SPEARMANN (SPIEGEL 1993), qui se base sur les différences des valeurs du rang attribué à chaque variable, ces dernières étant classées dans l'ordre croissant. Les coefficients de corrélation obtenus sont donnés dans le tableau 5.

Tableau 5. – Coefficients de corrélation de Spearmann entre IAP moyen et quatre polluants, d'après les mesures des huit stations d'Ecotox.

	NO_2	NO	SO_2	O_3
IAP MOYEN	–0.95	–0.91	–0.99	0.93
ρ	0.000	0.002	0.000	0.001

Les corrélations avec les quatre polluants sont extrêmement élevées et significatives. Le seuil de signification (ρ) est toujours inférieur ou égal à 0.005. Les différences entre éléments sont trop faibles (et les polluants trop corrélés entre eux) pour prétendre que l'IAP rend mieux compte de l'un ou de l'autre.

Néanmoins, nous pouvons constater que l'IAP est le plus corrélé négativement avec le dioxyde de soufre, ce qui viendrait confirmer que les lichens sont essentiellement sensibles à ce polluant. La corrélation avec l'ozone est positive, c'est-à-dire que les taux d'ozone augmentent parallèlement aux IAP.

Comparaison des corrélations IAP/polluants de 1986 et 1996

Les IAP moyens des 4 stations qui avaient été visitées par HERZIG, URECH et LIEBENDÖRFER en 1986 sont donnés dans un tableau, associés aux IAP 1996 et aux moyennes annuelles de dioxyde de soufre de l'année précédente (tableau 6). Il s'agit ici de comparer des IAP, et pour cela nous avons certes tenté de répéter l'observation sur les arbres déjà étudiés en 1986, mais nous n'avons pas considéré les arbres qui ne correspondaient plus aux critères de la méthode, ceux dont le tronc avait été recouvert de mousse, lierre ou broussailles. En tout, vingt-trois arbres ont dû être remplacés. Comme précédemment, les valeurs d'IAP ne suivent pas une distribution normale, et les tests de comparaison de moyennes basés sur la normalité ne sont donc pas applicables. L'écart-type est aussi dans tous les cas plus important en 1996

Nous pouvons remarquer que les IAP moyens de ces quatre stations ont augmenté sans exception en 10 ans, mais pas dans les mêmes proportions partout. Il existe en effet un gradient entre la campagne (Anières et Jussy) et la ville (Ste-Clotilde), où la végétation lichénique s'est proportionnellement plus enrichie. Pour savoir si les différences de moyennes sont significatives, nous avons appliqué le test non-paramétrique de WILCOXON (SPIEGEL, 1993). Seules les moyennes de Ste-Clotilde présentent une différence significative ($\rho < 0.05$). Le seuil de significativité est largement dépassé dans les trois autres stations. L'importance des écarts-types influe évidemment sur ces résultats.

Tableau 6. – IAP moyen en 1986 et en 1996 pour les quatre stations, ainsi que le pourcentage d'augmentation d'IAP, les taux de SO_2 et le pourcentage de diminution (pour la situation des stations, voir figure 1).

	IAP 1986	*IAP 1996*	*Augmentation de l'IAP en %*	*SO_2 '85 ($\mu g/m^3$)*	*SO_2 '95 ($\mu g/m^3$)*	*Diminution du SO_2 en %*
Anières	**68**	**71**	4.4	12	3	–75
Jussy	**67**	**73**	8.9	19	2	–89
Meyrin	**47**	**55**	17	29	5	–83
Ste-Clotilde	**3**	**7**	133	61	11	–82

3.3. ÉTUDE FLORISTIQUE

Nous avons répertorié 35 espèces (la liste du formulaire de relevé en comprenait 40), dont 7 n'apparaissent que de une à trois fois. La liste des espèces, leur fréquence, leur comptage et leur présence dans les 316 relevés sont reportés dans le tableau 7. La fréquence est la somme de toutes les observations dans le treillis de fréquence (au maximum 10 par arbre); le comptage est le nombre d'arbres sur lesquels chaque espèce a été trouvée. La présence, sous forme de pourcentage, est le comptage divisé par le nombre d'arbres étudiés, soit 316. Les espèces les plus répandues, présentes dans 64% des relevés, sont *Parmelia sulcata*, espèce acidophile et considérée comme peu sensible à la pollution, et *Physcia adscendens* gr., qui est basophile et aussi peu sensible à la pollution (pour l'indice d'acidophilie et la toxicotolérance, nous nous référons aux indices d'ELLENBERG & al., 1991).

Les cinq espèces suivantes, dans l'ordre de fréquence, soit *Parmelia subrudecta, Parmelia glabratula* gr., *Parmelia tiliacea, Hypogymnia physodes* et *Evernia prunastri* sont des espèces plutôt acidophiles et toxicotolérantes. Ce n'est qu'en huitième position que nous retrouvons une espèce basophile, *Phaeophyscia orbicularis* gr., résistante à la pollution.

Parmi les espèces les moins fréquentes, nous avons eu le plaisir de trouver des espèces très sensibles à la pollution, comme *Usnea* sp., *Anaptychia ciliaris, Ramalina farinacea.* Les usnées s'aventurent même en ville, mais – pour l'instant du moins – sous forme de tout petits thalles.

D'autres espèces, écartées de la liste IAP à cause de leur haut degré de toxicotolérance, ont été rapportées d'un grand nombre de relevés: il s'agit de *Buellia punctata, Candelariella xanthostigma* gr., *Candelaria concolor*, et dans une moindre mesure, d'*Hyperphyscia adglutinata*. Nous n'avons pas rencontré *Lecanora conizaeoides*, qui est connue comme une colonisatrice des zones polluées.

Par contre, *Hypocenomyce scalaris*, qui présente le même comportement, mais de manière moins accentuée (KÜMMERLING, 1991) a été trouvé à deux reprises, en zone urbaine (av. G.-Motta et Parc des Eaux-Vives).

3.4. MODIFICATIONS FLORISTIQUES SURVENUES DANS LES QUATRE STATIONS ÉTUDIÉES EN 1986

Pour ne pas sortir du cadre de notre étude, nous ne nous intéresserons à ces modifications floristiques que d'un seul point de vue: sont-elles représentatives des changements de la qualité de l'air survenus en dix ans? Comme nous l'avons déjà vu, les chan-

Tableau 7. – Liste des espèces, fréquence, comptage et présence.

	Nom d'espèce	*Fréquence*	*Comptage (N)*	*Présence (= comptage/316)*
19	*Parmelia sulcata*	1485	201	64%
24	*Physcia adscendens* gr.	1379	201	64%
18	*Parmelia subrudecta*	1233	194	61%
15	*Parmelia glabratula* gr.	1222	188	59%
20	*Parmelia tiliacea*	748	154	49%
7	*Hypogymnia physodes*	506	115	36%
4	*Evernia prunastri*	393	115	36%
22	*Phaeophyscia orbicularis* gr.	565	102	32%
13	*Parmelia exasperatula*	510	97	31%
21	*Phlyctis argena*	476	82	26%
10	*Lecanora subfuscata*	365	82	26%
8	*Hypogymnia tubulosa*	354	79	25%
30	*Pseudevernia furfuracea*	187	73	23%
9	*Lecanora carpinea*	228	59	19%
12	*Parmelia caperata*	189	58	18%
34	*Xanthoria parietina*	203	55	17%
17	*Parmelia subargentifera*	223	51	16%
11	*Parmelia acetabulum*	116	47	15%
21	*Pertusaria albescens*	116	35	11%
31	*Ramalina farinacea*	72	31	10%
32	*Usnea* sp.	36	25	8%
25	*Physcia aipolia*	63	18	6%
33	*Xanthoria fallax* gr.	87	17	5%
27	*Physconia distorta*	46	16	5%
28	*Physconia perisidiosa*	44	11	3%
26	*Physcia stellaris*	32	11	3%
3	*Cladonia* sp.	28	10	3%
1	*Anaptychia ciliaris*	8	5	2%
6	*Hypocenomyce scalaris*	18	3	1%
14	*Parmelia glabra*	13	2	1%
16	*Parmelia saxatilis*	7	2	1%
5	*Graphis scripta*	5	2	1%
29	*Platismatia glauca*	4	2	1%
2	*Cetraria chlorophylla*	1	1	<1%
35	*Xanthoria polycarpa*	1	1	<1%

gements portent sur la diminution du SO_2 et l'impact accru, jusqu'en 1990 environ, des oxydes d'azote.

Le SO_2 est toxique sous forme gazeuse pour les lichens, et sa diminution a eu pour effet d'augmenter leur fréquence, notamment en ville, ce qui s'est traduit par une hausse des valeurs d'IAP. L'effet secondaire de la baisse du SO_2 est de faire diminuer l'acidité des substrats, effet qui ne devrait se faire sentir qu'avec un certain délai. Quant aux oxydes d'azote, le seul effet sur les lichens dont nous pouvons tenir compte dans cette étude est indirect, par l'eutrophisation des substrats. Cette eutrophisation accentue encore la diminution de l'acidité. Nous supposons aussi que ces effets ne devraient pas se faire sentir de la même manière à Anières, à Meyrin ou à Ste-Clotilde, puisque l'impact des différents polluants n'était pas le même.

Pour évaluer ces changements qualitatifs, nous disposions des 80 observations de 1986. Nous n'avons pu répéter ces observations, selon les mêmes modalités, que sur 65 arbres, soit 12 à Anières, 18 à Jussy et à Meyrin et 17 à Ste-Clotilde.

Il convient tout d'abord de savoir si l'on peut distinguer les effets des changements de la qualité de l'air de ceux de l'évolution normale de la végétation lichénique. En effet, à dix ans d'intervalle, des modifications ont forcément affecté les arbres observés. L'accroissement des troncs, la modification de la structure de l'écorce ont été notés, mais leurs effets ne sont pas perceptibles. Le recouvrement par les mousses a augmenté partout, et sur quatre arbres de manière si envahissante qu'il nous a fallu les écarter. Le recouvrement par les lichens a augmenté partout, sauf à Anières. Un autre phénomène pouvant perturber la répétition des observations est l'embroussaillement en lisière de forêt, pour lequel il nous a fallu écarter deux arbres à Jussy.

Nous n'avons pas tenu compte des espèces de lichens considérées comme pionnières, dont la diminution en dix ans peut être interprétée comme une évolution normale dans la succession entre espèces.

Nous commentons ici les espèces dont la progression ou la diminution apparaît comme significative, parmi les espèces les plus fréquemment rencontrées, les données étant insuffisantes pour les espèces plus rares.

Espèces ayant fortement diminué (plus de 10%)

Les espèces ayant le plus régressé sont acidophiles. Il s'agit d'*Hypogymnia physodes* et *Pseudevernia furfuracea.*

Tableau 8. – Diminution de fréquence de deux espèces acidophiles entre 1986 et 1996, dans les quatre stations.

	7. Anières	6. Jussy	5. Meyrin	2. Ste-Clotilde
Hypogymnia physodes				
86	48	101	95	20
96	11	75	31	6
diminution	–77%	–26%	–67%	–70%
Pseudevernia furfuracea				
86	9	15	36	absente
96	6	5	4	absente
diminution	–33%	–67%	–89%	–

Calcul: fréquence 1986/différence de fréquence 1996-1986.

Nous ne pouvons remarquer de différence interprétable entre les stations. Nous ne pouvons que constater que ces espèces ont diminué fortement dans les quatre stations,

aussi bien du point de vue de la fréquence que du point de vue du comptage, car elles ont disparu de nombreux arbres.

Espèces ayant fortement progressé (plus de 10%)

Parmi les espèces ayant le plus progressé se trouvent *Parmelia glabratula* gr., *Parmelia subrudecta* et *Parmelia tiliacea*. Elles sont modérément acidophiles, mais avec une valence écologique plus large qu'*Hypogymnia physodes* et *Pseudevernia furfuracea*, et tolèrent une pollution modérée. Ces espèces présentent une distribution semblable à Genève, c'est-à-dire que si elles sont absentes de quelques stations au centre-ville, elles augmentent considérablement leur fréquence dans la moyenne ceinture, et ont leur optimum à Anières. Cette station est celle qui présente l'IAP le plus bas des trois stations de campagne, et aussi le plus fort degré d'urbanisation. Ces espèces seraient donc favorisées, dans leur distribution à Genève, par les activités humaines, dans la mesure où ces dernières ne génèrent pas une pollution trop importante.

Tableau 9. – Augmentation de fréquence de trois espèces modérément acidophiles entre 1986 et 1996, dans les quatre stations.

	7. Anières	6. Jussy	5. Meyrin	2. Ste-Clotilde
Parmelia glabratula gr.				
86	111	158	43	0
96	109	147	78	15
différence	–2%	–7%	45%	100%
Parmelia subrudecta				
86	107	79	59	0
96	112	110	113	8
différence	4%	28%	48%	100%
Parmelia tiliacea				
86	58	34	51	1
96	69	51	72	4
différence	16%	33%	29%	75%

Calcul: fréquence 1996/différence de fréquence 1996-1986 (sauf pour les valeurs négatives, pour lesquelles le dividende est la fréquence 1986)

Ce qui frappe d'emblée, c'est la forte augmentation de ces trois espèces à Ste-Clotilde, la station située dans la zone de "désert lichénique". Pour les deux premières espèces, il s'agit d'une recolonisation, puisqu'elles en étaient totalement absentes en 1986. Nous pouvons aussi constater que l'expansion de *P. glabratula* gr. et *P. subrudecta* se fait sentir plus fortement à Meyrin, en zone suburbaine, qu'à la campagne, où *P. glabratula* gr. est même en légère régression.

Avant de conclure, nous devons considérer que ces espèces étaient déjà présentes à Anières et à Jussy sur presque tous les arbres en 1986, avec une fréquence considérable. Par conséquent, notre méthode d'observation n'est pas à même de rendre compte d'une éventuelle extension sur ces mêmes arbres, ce qui n'exclut pas que ces espèces soient tout de même en expansion dans la station considérée.

Deux autres espèces en progression présentent des caractéristiques différentes: il s'agit de *Phaeophyscia orbicularis* gr. et de *Physconia grisea*. Cette dernière espèce ne fait pas partie de la liste IAP, car elle est peu sensible à la pollution, surtout en conditions humides, ce qui l'amène à pousser souvent à la base des arbres. Elle tolère une forte eutrophisation du substrat. Comme *Phaeophyscia orbicularis* gr., il s'agit d'une espèce signalée comme recolonisatrice des villes. Pour améliorer l'information appor-

tée, nous allons leur joindre deux espèces présentant les mêmes affinités de substrat, mais dont l'augmentation de fréquence est moins nette (*Physcia adscendens* gr. et *Xanthoria parietina*). Ces deux dernières espèces présentent leur fréquence maximale à Passeiry, ce qui n'est pas le cas de *Phaeophyscia orbicularis* gr., qui est plus fréquente dans la moyenne ceinture.

Tableau 10. – Augmentation de fréquence de quatre espèces basophiles entre 1986 et 1996, dans les quatre stations.

	7. Anières	6. Jussy	5. Meyrin	2. Ste-Clotilde
Phaeophyscia orbicularis gr.				
86	12	11	41	5
96	19	23	69	22
différence	37%	52%	41%	77%
Physconia grisea				
86	18	0	48	0
96	19	9	74	2
différence	5%	100%	35%	100%
Physcia adscendens gr.				
86	38	92	99	19
96	41	53	106	40
différence	7%	–42%	7%	53%
Xanthoria parietina				
86	13	24	8	0
96	14	13	11	6
différence	7%	–46%	27%	100%

Nous pouvons constater que l'expansion la plus importante est survenue à Ste-Clotilde, où *Phaeophyscia orbicularis* gr. a colonisé trois arbres supplémentaires. *Physcia adscendens* gr. était présente sur quatre arbres, nous l'avons retrouvée sur trois d'entre eux, avec une fréquence accrue, et sur quatre arbres supplémentaires. *Physconia grisea* était totalement absente, et nous l'avons trouvée une fois, avec une fréquence de deux – ce 100% n'est donc pas très significatif. *Xanthoria parietina* est apparue trois fois.

Nous voyons aussi que *Phaeophyscia orbicularis* gr. et *Physconia grisea* augmentent beaucoup à Jussy, moins à Meyrin, et peu à Anières. C'est à Meyrin qu'elles étaient le plus représentées, et nous constatons de nouveau que la méthode ne permet pas de constater des augmentations d'espèces déjà fortement présentes.

Physcia adscendens gr. et *Xanthoria parietina* diminuent de manière significative à Jussy. Elles ont disparu de plusieurs arbres, sans que nous puissions trouver des caractéristiques communes permettant d'expliquer ce phénomène.

4. DISCUSSION

Le choix des surfaces à étudier conditionne évidemment les résultats. La maille de relevés, non uniforme et lacunaire, concentrée au centre-ville, a constitué une source de difficultés dans l'interprétation des résultats. Nous n'avons pas pu effectuer de carte de la charge polluante de l'ensemble du canton. La distribution des résultats ne suivant pas la loi normale, nous n'avons pas pu appliquer les tests statistiques habituels, établir des

modèles prédictifs pour un ou plusieurs polluants, comme cela avait été fait en 1986 (HERZIG & URECH, 1991).

Nous avons tout de même pu constater que la méthode de bioindication utilisée gardait toute sa validité dans les conditions actuelles, puisqu'une corrélation robuste a pu être établie avec trois polluants (SO_2, NO, NO_2) pris individuellement. Il ressort que l'IAP est un excellent outil pour indiquer la répartition de ces trois polluants.

Nous avons donc pu associer l'enrichissement de la végétation lichénique à un gradient décroissant de pollution atmosphérique, qui, partant du centre-ville où il atteint ses valeurs maximales, diminue en direction de la périphérie. Nous n'avons pas pu mettre en évidence d'effet délétère de l'ozone sur la végétation lichénique, puisque ce polluant atteint ses taux maximaux justement dans les stations où l'IAP est le plus élevé (Jussy, Anières et Passeiry).

En comparant les corrélations entre les IAP et les polluants en 1986 et en 1996 (tableau 6), il est intéressant de considérer en détail la situation à Ste-Clotilde, puisque c'est dans ce périmètre que sont advenus les changements significatifs, et où le SO_2 atteignait les taux les plus élevés en 1985. Nous avons constaté que les arbres dont l'IAP était de zéro en 1986 n'ont en général pas subi de modifications. Par contre, ceux qui présentaient un IAP non nul en 1986 l'ont vu fortement augmenter. Les espèces de lichens actuellement en expansion auraient donc des difficultés à conquérir des nouveaux substrats dans les zones où la pollution décroît.

Parmi les stations où la différence entre les moyennes n'est pas significative, Meyrin présente le "saut" d'IAP le plus important (+ 8 points). Ceci peut s'expliquer en considérant la dynamique de l'établissement des lichens. En effet, à Meyrin, nombre d'espèces étaient déjà présentes sur place, et les substrats n'étaient pas encore entièrement colonisés, permettant un potentiel d'expansion élevé. A Anières et à Jussy, les substrats étaient par contre déjà largement colonisés, et le SO_2 n'était probablement pas un facteur limitant en 1986. Une des causes possibles du peu d'augmentation d'IAP dans ces deux stations est que les nombreuses espèces lichéniques présentes doivent affronter une concurrence interspécifique pour pouvoir s'étendre et conquérir des nouveaux substrats.

Il est intéressant d'établir un parallèle avec le principal polluant, soit le SO_2, qui est en baisse depuis 1985, et qui a plus fortement diminué en ville. A la campagne, l'impact de ce polluant a toujours été faible et n'avait pas perturbé outre mesure la croissance des lichens en 1986 (l'IAP le plus élevé du Plateau avait été trouvé à Anières). Par contre, à Ste-Clotilde, c'est à la baisse de ce polluant, dont les taux élevés en faisaient probablement un facteur limitant, que nous attribuons l'augmentation significative de l'IAP.

Il est par contre difficile d'établir un parallèle entre l'évolution de l'IAP et du NO_2. En effet, ce polluant, ainsi que le NO, a augmenté jusque vers les années '90, et ce n'est que récemment qu'il a amorcé une légère diminution. En sachant que son évolution n'est pas linéaire, il ne peut être mis en relation avec une augmentation, supposée linéaire, de l'IAP. Par contre, des changements qualitatifs de la végétation lichénique peuvent être attribués à un effet secondaire du NO_2, soit l'eutrophisation des substrats.

NIMIS & al. (1991), ont effectué une étude de la végétation lichénique de la Vénétie, à raison de 2425 relevés sur *Tilia* sp. La région comprend des villes et des zones fortement polluées, des plaines agricoles, des collines et des basses montagnes où l'influence des activités humaines se fait moins sentir. Sur la base de ces résultats, les auteurs distinguent cinq zones de végétation lichénique, soit:

1. Désert lichénique.
2. Villes et zones industrielles: zone à forte pollution due essentiellement au SO_2, qui réduit radicalement le nombre d'espèces fréquentes ailleurs et produit une acidification secondaire des écorces. Ces conditions favorisent la présence d'espèces acidophiles et toxicotolérantes.
3. Autour des villes, on trouve une zone où coexistent la pollution due au SO_2 et l'effet fertilisant de la campagne environnante. Les espèces baso-nitrophiles résistantes à la pollution, les plus fréquentes ailleurs, sont présentes bien que de manière réduite.
4. En s'éloignant des zones polluées, on trouve une situation intermédiaire, où apparaissent des espèces sensibles, mais des signes d'eutrophisation des écorces sont donnés par l'absence d'espèces qui ne supportent pas cette dernière.
5. Dans la zone la moins polluée, en plus des espèces citées auparavant, on retrouve les espèces acidophiles.

Dans notre région, nous retrouvons partiellement ces zones, mais il faut considérer que l'impact du SO_2 est moindre, et que l'eutrophisation secondaire provient aussi des NO_x produits en ville.

La zone 1 de désert lichénique selon NIMIS & al. (1991) est présente au centre-ville. La zone 2 de forte pollution due au SO_2 n'est plus présente, alors que c'était le cas en 1986, puisque *Hypogymnia physodes*, espèce acidophile, était l'espèce la plus fréquente après *Parmelia sulcata*, et qu'elle a fortement diminué. Les zones 3 et 4 correspondent dans notre étude à une ceinture autour du centre-ville, grosso modo aux zones de survie et de végétation saine, mais aussi à la surface de Passeiry, qui, étant située en zone agricole, subit une forte eutrophisation. La zone 5 pourrait correspondre dans notre étude à Jussy, qui est la station présentant le profil le plus acidophile, celle où *Hypogymnia physodes* a le moins régressé, entre autres. Cela est dû à la localisation d'une partie des arbres en forêt, et pas seulement en zone agricole ou en zone villa.

En conclusion, nous remarquons que la baisse du dioxyde de soufre a des effets observables sur la végétation lichénique, à savoir:

- une expansion, dans les zones auparavant touchées par la pollution, d'espèces modérément sensibles à la pollution et modérément acidophiles à sub-neutrophiles (*Parmelia subrudecta, Parmelia glabratula* gr., *Parmelia tiliacea*),
- une diminution des espèces acidophiles qui avaient profité de l'acidification des substrats dès les années '70 (*Hypogymnia physodes, Pseudevernia furfuracea*).

Par ailleurs, l'augmentation des oxydes d'azote a conduit à une eutrophisation des substrats, Celle-ci se manifeste sur la végétation lichénique par:

- une augmentation, notamment en ville, des espèces basophiles à la fois résistantes à la pollution et à l'eutrophisation secondaire des écorces (*Phaeophyscia orbicularis* gr., *Physcia adscendens* gr., *Physconia grisea, Xanthoria parietina*).

Nous disposons maintenant de 316 observations effectuées à Genève, et non plus de 65, ce qui permettra à l'avenir d'en retirer des informations plus substantielles et de répondre probablement aux questions restées en suspens. Il est difficile de prévoir quelle va être l'évolution des oxydes d'azote ces prochaines années, car les efforts consentis en vue de diminuer leurs taux, comme l'introduction du catalyseur, pourraient se voir contrecarrés par l'augmentation constante du trafic motorisé. Dans ce sens, un

"index lichénique d'eutrophisation" pourrait représenter un outil valable de bioindication, et le présent travail aura sans doute posé des jalons sur cette voie.

Nous espérons avoir pu contribuer par ce travail à la connaissance des effets de la pollution atmosphérique dans l'environnement. La bioindication permet de voir dans quelle mesure la pollution touche notre région, notre canton, notre domicile, et de ce fait rend plus concret un phénomène imperceptible.

Une copie du travail de diplôme est déposée à la bibliothèque des Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève (FIORE-DONNO, 1996).

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier le prof. R. Spichiger pour avoir accepté la responsabilité du diplôme en biologie de l'Université de Genève, qui a pu avoir lieu aux Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, le Dr P. Clerc, directeur du diplôme et le Dr Degli Agosti pour l'élaboration de la figure 6,, ainsi que toutes les personnes qui m'ont aidée.

BIBLIOGRAPHIE

AUBIN, A. (1993) *La communauté européenne face à la pollution atmosphérique.* Editions Apogée.

BALAGUER, L. & E. MANRIQUE (1991) Interaction between sulfur dioxide and nitrate in some lichens. *Environ. Exp. Bot.* 31: 223-227.

BÉGUINOT, J. (1992) Une des causes fondamentales de l'hystérésis de réponse des peuplements lichéniques à la pollution. *Bull. Inform. Assoc. Franç. Lichénol., Mémoires* I: 69-72.

BROWN, D. H. (1992) Impact of agriculture on bryophytes and lichens. *In:* BATES, J. W. & A. M. FARMER (eds), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment:* 259-283. Oxford Science Publications.

CISLAGHI, C. & P. L. NIMIS (1997). Lichens, air pollution and lung cancer. *Nature* 387: 463-464.

DE BAKKER, A. J. (1989). Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Bot. Neerl.* 38: 337-342.

DERUELLE, S. & F. GUILLOUX (1993). Evolution de la végétation lichénique en région parisienne entre 1981 et 1991, en relation avec la qualité de l'air. *Bull. Inform. Assoc. Franç. Lichénol., Mémoires* 2: 23-43.

EGGER, R., D. SCHLEE & R. TÜRK (1994). Changes of physiological and biochemical parameters in the lichen H. physodes, due to the action of air pollutants, a field study. *Phyton* 34: 229-242.

ELLENBERG, H., H. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH, W. WERNER & D. PAULISSEN (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18: 215-248.

FARMER, A. M., J. W. BATES & J. BELL (1992). Ecophysiological effects of acid rain on bryophytes and lichens. *In:* BATES, J. W. & A. M. FARMER (eds), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment:* 284-313. Oxford Science Publications.

FIORE-DONNO, A.-M. (1996). *Les lichens épiphytes comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique dans la région genevoise.* Université de Genève, Faculté des Sciences, Travail de diplôme en biologie.

GASPARO, D., M. CASTELLO & R. BARGAGLI (1989). Biomonitoraggio dell'inquinamento atmosferico tramite licheni. Studio presso un inceneritore (Macerata). *Studia Geobot.* 9: 153-233.

GILBERT, O. L. (1992). Lichen reinvasion with declining air pollution. *In:* BATES, J. W. & A. M. FARMER (eds), *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment:* 159-177. Oxford Science Publications.

HAWKSWORTH, D. L. & P. M. McMANUS (1989). Lichen recolonization in London under conditions of rapidity failing sulphur dioxide levels. *Bot. J. Linn. Soc.* 100: 99-109.

HAWKSWORTH, D. L. & F. ROSE (1970). Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature* 227: 145-148.

HENDERSON, A. (1992-1996). Literature on air pollution and lichens 35-36-37-38-39-40-41-42-43. *Lichenologist* 24(2;4): 1992, 25(2;4): 1993, 26(2;4):1994, 27(3;5): 1995, 28(3): 1996.

HERZIG, R., L. LIEBENDÖRFER & M. URECH (1985). *Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz (Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland).* Lizentiatsarbeit am Systematisch-Geobotanischen Institut der Universität Bern.

HERZIG, R. & M. URECH M. (1991). Flechten als Bioindikatoren, integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. *Biblioth. Lichenol.* 43.

HYVÄRINEN, M., K. SOPPELA, P. HALONEN & M. KAUPPI (1993). A review of fumigation experiments on lichens. *Aquilo, Ser. Bot.* 32: 21-31.

INGÉNIEUR CANTONAL DE LA CIRCULATION (1988) *Plan de charge 1988.* Office des transports et de la circulation, République et Canton de Genève.

JUTZI, W., W. GRABER, D. HORNUNG & M. STARK (1992). *L'air, état de la situation atmosphérique, de la pollution de l'air et du dépérissement des forêts en Suisse (résultats du programme national de recherches PNR14).* Georg éditeur, Genève.

KANDLER, O. & J. POELT (1984). Wiederbesiedlung der Innenstadt von München durch Flechten. *Naturwiss. Rundschau* 37: 90-95.

KIRSCHBAUM, U. & U. WINDISCH (1995). Beurteilung der lufthygienischen Situation Hessens mittels epiphytischer Flechten. *Hessische Landesanstalt für Umwelt,* Heft Nr. 171, Wiesbaden.

KÜMMERLING, H. (1991). Zur Kenntnis des Flechtenflora am Hohen Meissner und in seinem Vorland (Hessen) unter besonderer Berücksichtigung chemischer Merkmale. *Biblioth. Lichenol.* 41.

LEBLANC, F. & J. DE SLOOVER (1970). Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canad. J. Bot.* 48: 1485-1496.

LIEBENDÖRFER, L. (1990). *Biologische Früherkennung von Umweltschadstoffen – eine Kalibrierte Methode der Bioindikation mit Flechten und ihre Umweltpädagogische Umsetzung.* Dissertation der Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät des Universität Bern.

LIEBENDÖRFER, L., C. KELLER & M. URECH (1990). *Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung im Kanton Aargau.* Baudepartement d. Kantons Aargau, Abt. Umweltschutz.

LOPPI, S. (1993). Biomonitoraggio della qualità dell'aria tramite licheni nell'area geotermica di Travale-Radicondoli. *In: Geotermica in Toscana, atti del convegno, ricerca scientifica e tecnologia 1* (Regione Toscana ed).

LOPPI, S., E. PUTORTÌ, V. DE DOMINICIS & A. BARBARO (1995). Lichens as bioindicators of air quality near a municipal solid waste incinerator (Central Italy). *Allionia* 33: 121-129.

NASH, III T. H. (1976). Sensitivity of lichens to nitrogen dioxide fumigations. *Bryologist* 79: 103-106.

NASH, III T. H. & C. GRIES (1991). Lichens as indicators of air pollution. *In:* HUTZINGER, O. (ed), *The Handbook of Environmental Chemistry* 4(C) 1: 29. Springer-Verlag, Berlin.

NIMIS, P. L., M. CASTELLO & M. PEROTTI (1990). Lichens as biomonitors of SO_2 pollution in La Spezia (Northern Italy). *Lichenologist* 22: 333-344.

NIMIS, P. L., A. CICCARELLI, G. LAZZARIN, R. BARGAGLI, A. BENEDET, M. CASTELLO, D. GASPARO, D. LAUSI, S. OLIVIERI & M. TRETIACH (1989). I licheni come bioindicatori di inquinamento atmosferico nell'area di Schio-Thiene-Breganze (VI). *Boll. Mus. Civico di Storia Naturale di Verona* 16: 1-154.

NIMIS, P. L., G. LAZZARIN & D. GASPARO (1991). Lichens as bioindicators of air pollution by SO_2 in the Veneto region (NE Italy). *Studia Geobot.* 11: 3-76.

NYLANDER, W. (1866). *Les lichens des environs de Paris.* Typographie P. Schmidt, Paris.

OFFICE CANTONAL DE LA STATISTIQUE (1995). *Bilan démographique du canton de Genève en 1994.* Publications OCSTAT.

PAPERT, A. (1990). Bryophytes corticoles dans le canton de Genève: aperçu floristique et bioindication. *Saussurea* 21: 123-147.

PETER, K. (1988). Flechtenkartierung als Grundlage für die Charakterisierung der Luftbelastung (Bündner Rheintal). *Geogr. Helvet.* 2: 99-104.

PFEFFERKORN, V. & R. TURK (1993). Vierteljahresschrift für Geschichte und Gegenwart Voralbergs. *Monfort, Sonderdruck* 2: 147-161.

PIERALLI, P. & S. TRAQUANDI (1991). *I licheni, guide all'aria pura.* Ed. Tosca.

SCHEIDEGGER, C. & B. SCHROETER (1995). Effects of ozone fumigation on epiphytic macrolichens: ultrastructure, CO_2 gas exchange and chlorophyll fluorescence. *Environmental Pollution* 88: 345-354.

SEAWARD, M. R. D. (1989) Lichens as monitors of recent changes in air pollution. *Plants Today* 2: 64-68.

SERVICE DE L'ÉCOTOXICOLOGUE CANTONAL (1995). *Mesure de la qualité de l'air à Genève.* République et Canton de Genève, Département de l'Intérieur, Direction générale de l'environnement.

SPIEGEL, M. R. (1993). *Statistiques, cours et problèmes.* Série Schaum, Paris.

THOENI, L., K. PETER, J. HERTZ & H.-G- BAECHTOLD (1990). *Ökologische Planung: Ergebnisse des Fallstudie Bündner Rheintal.* ORL-Bericht 76.

TURIAN, G. & P. DESBAUMES (1975). Cartographie de quelques lichens indicateurs de la pollution atmosphérique à Genève. *Saussurea* 6: 317-324.

URECH, M., R. HERZIG, L. LIEBENDÖRFER & K. AMMAN (1990a). *Biel, Klima und Luftverschmutzung einer Schweizer Stadt.* H. Wanner ed., Sonderdruck.

URECH, M., K. PETER, L. LIEBENDÖRFER & R. HERZIG (1990b). Bioindikation mit Flechten im Kanton Luzern. *Mitt. Naturf. Ges. Luzern* 31: 219-232.

VAN HALUWYN, Ch. & M. LEROND (1993). *Guide des lichens.* Ed. Lechevalier.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (1995). *Messen von Immissionswirkungen.* VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1.

VON ARB, C., C. MUELLER, K. AMMAN & C. BRUNOLD (1990). Statistical analysis of the correlation between SO_2, NO_2, NO and O_3, and chlorophyll content, net photosynthesis, sulphate uptake and protein synthesis of Parmelia sulcata Taylor. *New Phytol.* 115: 431-437.

VONARBURG, C. (1993). Das Mikroklima an Standorten epiphytischer Flechten. *Veröff. Natur-Museum Luzern* 5: 1-123.

WERNER, A. (1993). *Aktives Biomonitoring mit der Flechte H. physodes zur Ermittlung der Luftqualität in Hannover.* Bibliotheca Lichenologica 49.

Adresse de l'auteur: Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Case postale 60, CH-1292 Chambésy/GE, Suisse.

FIORE Anne-Marie
Ch. de Surville 6
1213 Petit-Lancy