Impact de l'aménagement urbain de l'agglomération thionvilloise (Moselle, France) sur la qualité de l'air depuis 1998
Méthode des échantillonneurs passifs et relevés lichéniques

Impact of urban planning on air quality since 1998 in Thionville area (Moselle, France)
Passive samplers method and lichens sampling

Philippe LAVAL-GILLY*, Jaïro FALLA*, Dominique MORLOT*

Résumé

Cette étude présente l'évolution de la qualité de l'air de l'agglomération thionvilloise (Moselle, France) entre 1998 et 2000, par le biais d'échantillonneurs passifs (tubes passifs de Palmes) et d'études lichéniques (méthode VDI), respectivement, pour la mesure des NO_x et pour l'évaluation de la pollution globale. L'ensemble des résultats obtenus montre que les rejets azotés ont diminué d'environ 25 %. Par ailleurs, l'évolution de la flore lichénique traduit aussi une meilleure qualité d'air. Ces améliorations semblent essentiellement liées à la gestion du trafic urbain induit par la mise en place du Plan de déplacements urbains sur l'agglomération. L'évolution parallèle des données fournies par les relevés lichéniques et les tubes passifs pour la mesure des NO_x, laisse penser qu'il pourrait être possible d'employer des lichens pour évaluer les pollutions urbaines. De plus, du fait des corrélations qui semblent exister entre la santé humaine et la flore lichénique, les lichens pourraient constituer un indicateur de risque sanitaire. Il est cependant nécessaire de pondérer les résultats relatifs à l'étude lichénique. Il n'existe, en effet, que très peu d'études permettant de classer les espèces en fonction de leur caractère nitrophile. La poursuite des études lichéniques croisées avec le suivi physico-chimique des pollutions azotées devrait permettre d'évaluer cette capacité et de déterminer l'efficacité de la bio-indication dans le cas des polluants urbains.

Abstract

This article is dealing with the evolution of the air quality in Thionville area (Moselle, France), between 1998 and 2000, with the use of passive samplers and lichens studies (VDI method), for measuring NO_x and evaluating global pollution respectively. Results show a NO_x concentration decrease of approximately 25 % and an evolution of the lichens population

* *Département Génie biologique-Génie de l'environnement, IUT de Metz, Impasse A. Kastler, 57970 Yutz.*
E-Mail : plg@iut.univ-metz.fr
Support technique : Mairie de Thionville, France.

also reflecting a better environmental air quality. These changes seem primarily related to the management of the urban traffic induced by the Urban Traffic Plan. Evolution of data from lichens studies and passive samplers, could possibly allow to use lichens to evaluate urban pollution. Because of the relations between human health and lichens flora, lichens could constitute a bioindicator of health risk. Nevertheless, it is absolutely necessary to be careful when analysing results related to the lichens study. Moreover, we noted an increase in the diversity of the species within a two year interval whereas such an evolution is usually only notable over periods from five to ten years. This phenomenon can be related to the particular behaviour of plants in presence of nitrogenized compounds representing the major pollutants in towns. However, the majority of species seem to regress in presence of these pollutants because of the increasing acidity of the bark. Unfortunately, only very few studies exist allowing a classification of the species according to their sensitivity to nitrogenized compounds. Crossing the lichens studies with the physicochemical follow-up of NO_x pollution should allow the evaluation of such an approach and the determination of the accuracy of the bioindication in the particular case of urban pollutants.

Introduction

La ville de Thionville (Moselle, France) se situe dans une région où l'activité industrielle principale était constituée, jusque dans les années 70, par la sidérurgie. Elle est, comme le soulignent les relevés des stations de mesure du réseau AERFOM (Association pour l'exploitation du réseau de mesure de la qualité de l'air des vallées de la Fensch, de l'Orme et de la Moselle), de moins en moins soumise aux pollutions soufrées. Toutefois, l'augmentation croissante du trafic routier induit la présence de nouveaux composés tels que les NO_x qui sont au moins aussi néfastes pour la santé que les dérivés soufrés [1-4]. Conscients de cette problématique, les élus ont associé la gestion des déplacements urbains à l'évaluation de l'exposition de la population aux polluants atmosphériques. Dans cette optique, les données fournies par les stations de mesures physico-chimiques ont été les premières exploitées. Toutefois, celles-ci ont montré leurs limites lors des épisodes de pollution de janvier 1997 : les mesures, réalisées en un lieu géographique unique, proche de l'autoroute A31, ne reflétaient en rien la répartition des émissions sur l'agglomération, notamment dans l'hypercentre. D'autre part, il faut aussi noter qu'il n'y a pas de corrélation immédiate entre les mesures faites par le réseau et l'exposition individuelle.

L'objectif de cette étude est d'évaluer la diffusion des polluants sur la ville de Thionville et l'impact des aménagements liés au Plan de déplacements urbains en employant deux méthodes de mesure. La première consiste à suivre l'évolution de la pollution par les NO_x au moyen des tubes passifs de Palmes, montrant ainsi les répercussions immédiates de l'urbanisme sur la qualité de l'air [5,6]. La seconde, basée sur l'étude de la population lichénique, devrait fournir des renseignements quant à l'évolution de la pollution atmosphérique sur l'agglomération [7-10].

Matériel et méthodes

Description de la zone d'étude

Thionville, sous-préfecture de la Moselle (France), est une ville de 40 907 habitants, selon le recensement INSEE de 1999. Elle est desservie en trois points (rive droite, hypercentre et zone commerciale du Linkling) par l'A31 qui est fréquentée par plus de 30 000 véhicules par jour (vh/j). C'est aussi la première voie de passage routier du fleuve mosellan. La deuxième est constituée par le pont des Alliés, avec 20 000 à 30 000 vh/j, qui dessert le centre-ville. À partir de ce dernier, rayonnent les axes routiers principaux de l'agglomération (10 000 à 15 000 vh/j) assurant l'accès aux quartiers d'habitation. Seule la desserte de la zone commerciale du Linkling possède un trafic plus important avec 20 000 à 30 000 vh/j.

Les échantillonneurs passifs

Principe et analyses

Les tubes à diffusion passive sont utilisés depuis 1976 pour mesurer le dioxyde d'azote (NO_2) dans l'atmosphère [11]. Ces capteurs se composent d'un tube de 7 cm de long et de 1 cm de diamètre interne, obturé à l'extrémité supérieure par un bouchon coloré renfermant deux grilles en acier inoxydable imprégnées de 30 µl de milieu absorbant composé d'une solution de triéthanolamine (TEA) à 10 % (v/v) contenant 0,3 % (v/v) de Brij 35. Les tubes sont fermés hermétiquement et conservés à 4 °C avant exposition sur site.

Au cours de l'échantillonnage, un gradient de concentration s'établit entre le milieu extérieur et la colonne d'air contenue dans le tube. Le polluant diffuse alors jusqu'aux grilles selon la première loi de Fick qui est fonction des caractéristiques géométriques des tubes utilisés ainsi que du coefficient de diffusion moléculaire des gaz en milieu gazeux. Puis le NO_2 réagit avec la solution aqueuse de TEA.

La concentration de NO_2 atmosphérique est déterminée suivant la méthode de Griess-Saltzman appliquée aux tubes passifs [12]. Le NO_2 piégé par la TEA réagit avec le sulfanilamide, formant un sel de diazonium qui donne une coloration rose pourpre lors de son association avec la N-naphtyl-éthylènediamine. Celle-ci est suivie par colorimétrie à une longueur d'onde de 542 nm.

Échantillonnage et validation des données

Le choix des sites repose sur un maillage homogène de l'agglomération thionvilloise, pondéré

par la densité de population et des particularités liées à l'urbanisation. Les tubes passifs sont fixés verticalement, capsule colorée vers le haut, sur des tasseaux permettant de les écarter d'environ 10 cm par rapport au support. Ceux-ci sont installés sur des poteaux (téléphoniques, électriques...) à 3,50 m du sol.

Des mesures sont réalisées sur des tubes disposés en duplicata sur certains sites. Pour chaque couple, l'écart relatif est calculé afin de s'assurer la répétabilité de la mesure [13]. De plus, le rendement de la mesure par tubes passifs est estimé par la comparaison des valeurs trouvées sur un site témoin avec celles obtenues, sur une période équivalente, par les analyseurs « actifs » du réseau AERFOM après intégration des mesures. Les valeurs trouvées pourront alors être mises en parallèle avec les valeurs fixées par l'arrêté préfectoral de la Moselle du 10 juillet 1997, qui sont les valeurs de référence des réseaux de mesure en cas d'épisode de pollution. Il est toutefois très délicat de comparer ces données car les analyses auxquelles elles font référence ne sont pas identiques. La durée d'exposition est de 15 jours et les campagnes de mesure sont réalisées en triplicata, ce qui conduit à une durée globale d'étude de six semaines.

Les valeurs individuelles représentent une première estimation de l'état de la station. Toutefois, afin de pouvoir porter un jugement définitif, il convient d'assigner chaque mesure à des classes de qualité d'air. La largeur de chaque classe est définie par la moitié de l'intervalle de confiance calculé à partir de l'écart-type de l'ensemble des résultats de l'étude. Il est alors possible d'assurer une représentation cohérente en indices de qualité de l'air qui prenne en compte le pouvoir discriminant de l'étude.

Les lichens

Principe et analyses

La procédure de cartographie lichénique VDI (Verein Deutscher Ingenieure, Association des ingénieurs allemands)) est basée sur la fréquence d'apparition des espèces sur le site d'échantillonnage et des critères de sélection proches de ceux utilisés en sociologie végétale. Elle ne requiert aucun a priori sur la qualité de l'air des stations étudiées ou la valeur indicatrice des espèces. La méthode proposée n'est toutefois valable qu'en Europe centrale [14-18].

En premier lieu, pour chaque station, l'indice de la qualité de l'air (LGW, Luftgütewerte) est défini comme la moyenne de la somme des fréquences d'apparition des espèces lichéniques. Ces valeurs individuelles représentent une première estimation statistique de l'état de la station. Toutefois, afin de pouvoir porter un jugement définitif, il convient d'assigner au LGW des classes de qualité d'air (LWK, Luftgüteklasse) dont la largeur correspond à la moitié de l'intervalle de confiance défini à partir de l'écart-type des moyennes. Il est alors possible de classer les stations à partir des LWK en prenant en compte le pouvoir discriminant de l'étude [15].

Échantillonnage et validation des données

Le choix des sites repose sur un maillage homogène de l'agglomération thionvilloise conduisant à un découpage en 24 zones de 0,25 km. Au sein de chaque maille, six arbres sont retenus en fonction de critères morphologiques (circonférence du tronc à 1,5 m du sol variant de 90 cm à 110 cm, inclinaison inférieure à 5 °), physiologiques (absence de lésions ou de maladies) et de l'homogénéité de leur répartition géographique. Comme pour les tubes passifs de Palmes, un rapport de 2 entre les sites de pollution de fond (distance supérieure à 150 m d'une source polluante importante, voie à grande circulation par exemple) et les sites de pollution de proximité (distance inférieure à 50 m d'une source polluante importante) est préservé au sein de chaque maille. De plus, les essences retenues possèdent des écorces neutres et subneutres, telles que définies par la méthode VDI, également réparties dans chaque maille de façon à obtenir des conditions de croissance similaires aux lichens [15].

Résultats

Évaluation de la pollution par les tubes passifs de Palmes

Validation des données

Pour chaque campagne réalisée entre 1998 et 2000, la moyenne des écarts relatifs est comprise entre 9 et 10 %. Leur moyenne sur l'ensemble des campagnes est égale à 9,6 %, indiquant un bonne reproductibilité de la méthode. L'ensemble des résultats obtenus est comparable avec ceux relatifs aux études de Madrid, Paris, Rouen et Toulouse [19-21].

Après avoir vérifié la répétabilité de la mesure, les valeurs relevées sur un site témoin ont été comparées avec celles d'une station fixe appartenant au réseau AERFOM situé au même endroit (*voir* Tableau, p. 432). L'ensemble des résultats montre que le rendement moyen de la méthode passive est de 79,6 %, confirmant celui énoncé par M. Papazian-Meybeck [13].

Évaluation de la pollution azotée entre 1998 et 2000

Les résultats des campagnes 1998 et 2000 sont présentés, respectivement, dans les figures 1 et 2, p. 430 et 431. Quatre classes, statistiquement significatives, de concentrations de NO_2 peuvent être définies permettant de couvrir une plage de mesure de 0 à 60 µg/m^3 par pas de 20 µg/m^3.

Il apparaît que la source principale de NO_2 est constituée de l'autoroute A31 et de la rive gauche de la Moselle jusqu'au pont des Alliés. La persistance de ces sources est essentiellement liée à l'unicité de ces voies qui permettent la traversée du fleuve. De plus, ce phénomène est renforcé par la présence de

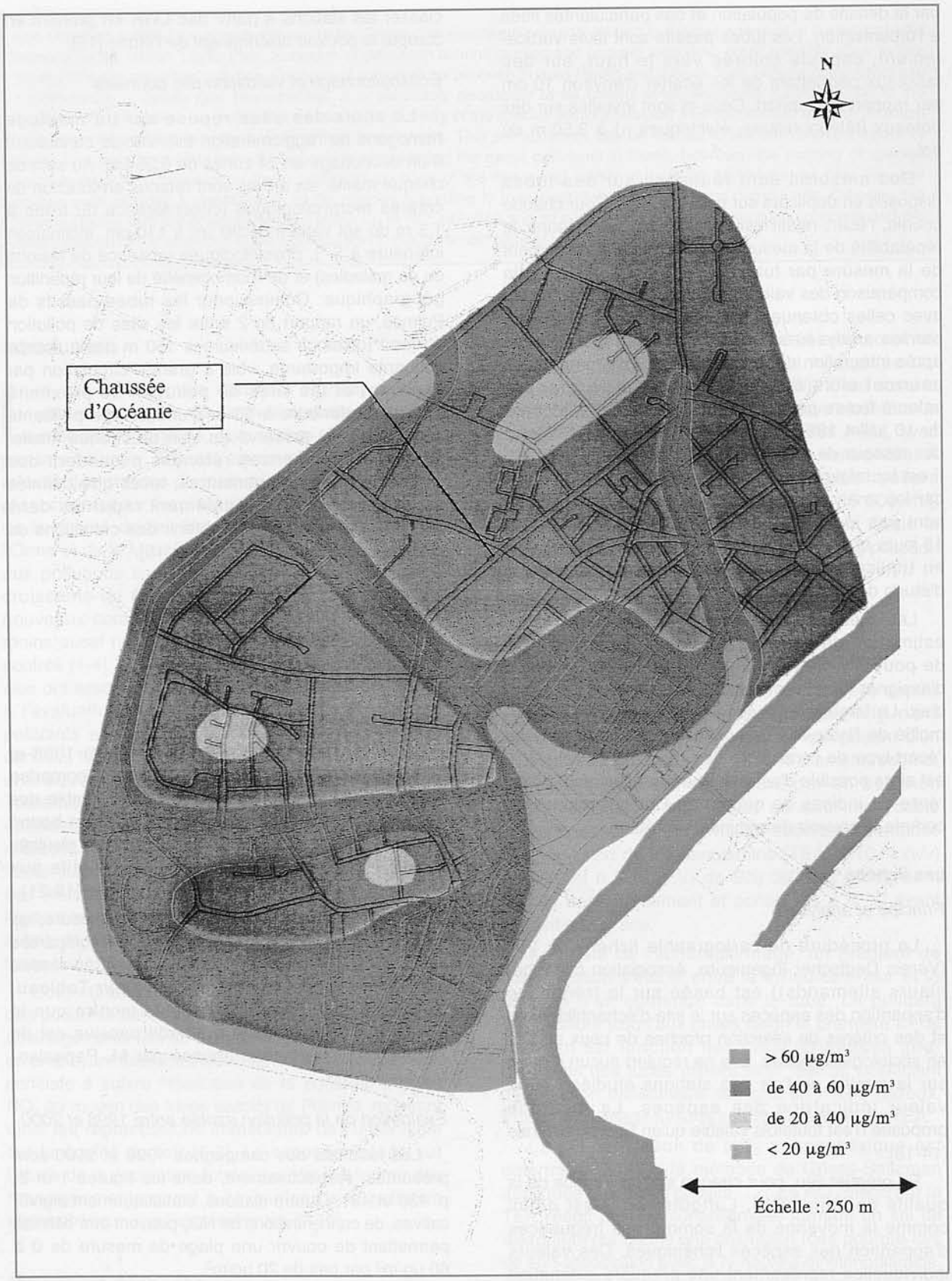

Figure 1.
Distribution moyenne des concentrations en NO_2 (µg/m³) sur la ville de Thionville (Moselle, France) en 1998 (1er juin-13 juillet). Les courbes d'isoconcentration délimitant les classes de concentrations de NO_2 sont déterminées par interpolation linéaire entre les points de mesure voisins. Les vents dominants proviennent du sud-sud-ouest.

NO_2 concentration (µg/m³) distribution over Thionville area (Moselle, France) in 1998 (1st June-13 July). The linear interpolation was used to draw the borderline between classes of NO_2 concentrations. The dominant winds come from the South-South West.

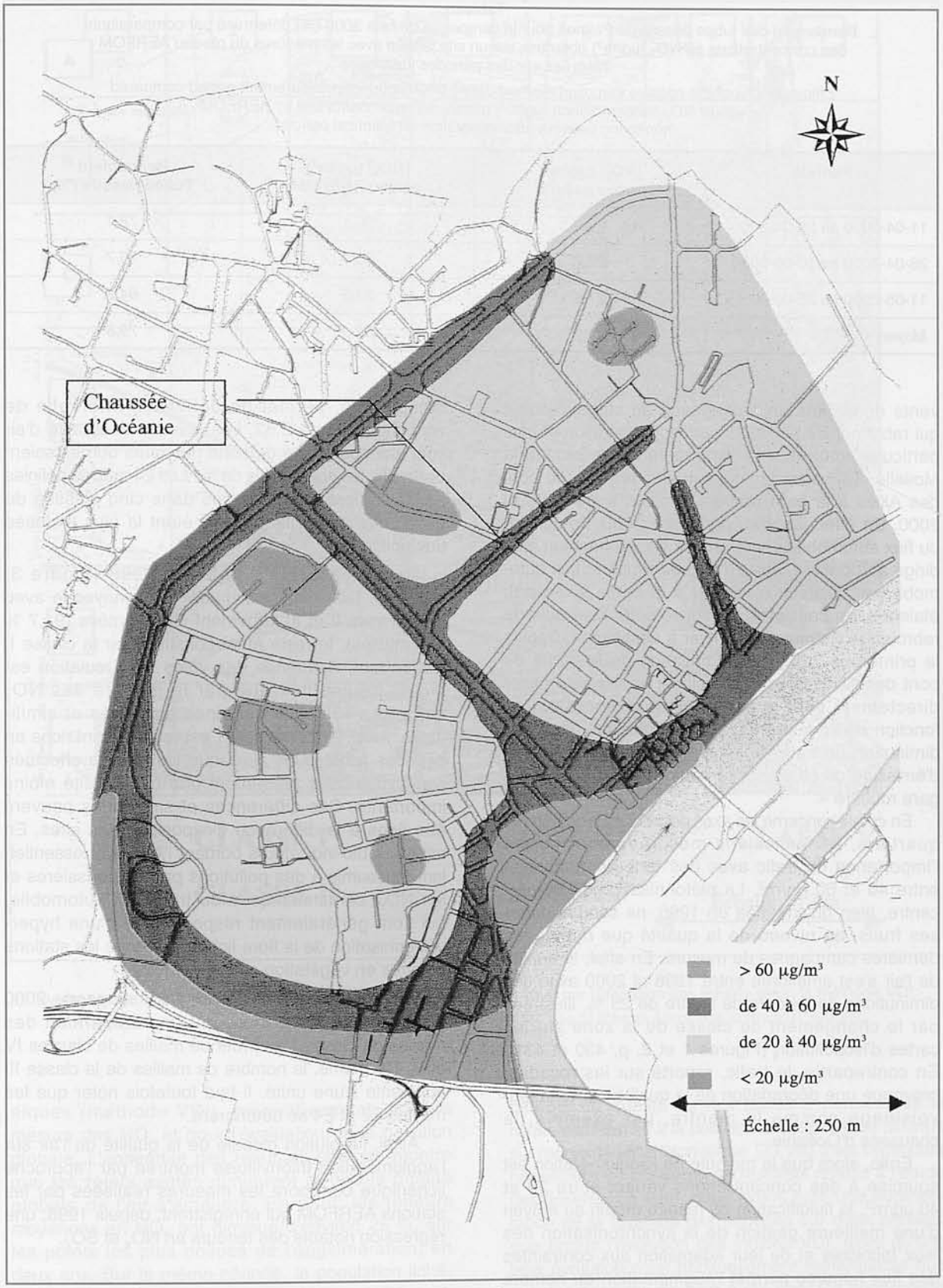

Figure 2.
Distribution moyenne des concentrations en NO_2 (µg/m³) sur la ville de Thionville (Moselle, France) en 2000 (1er juin-13 juillet). Les courbes d'isoconcentration délimitant les classes de concentrations de NO_2 sont déterminées par interpolation linéaire entre les points de mesure voisins. Les vents dominants proviennent du sud-sud-ouest.

NO_2 concentration (µg/m³) distribution over Thionville area (Moselle, France) in 2000 (1st June-13 July). The linear interpolation was used to draw the borderline between classes of NO_2 concentrations. The dominant winds come from the South-South West.

Tableau.
Rendement des tubes passifs de Palmes pour la campagne de l'été 2000 (%) déterminé par comparaison des concentrations en NO_2 (µg/m³) obtenues sur un site témoin avec les mesures du réseau AERFOM intégrées sur des périodes identiques.

Efficiency (%) of the passive sampling method during 2000 summer measurement period compared with of NO_2 concentrations (µg/m³) measured on a control site by AERFOM monitoring network after integration on identical periods.

Période	[NO_2] (µg/m³) *tubes passifs*	[NO_2] (µg/m³) *réseau AERFOM*	Rendement Tubes passifs (%)
11-04-2000 au 25-04-2000	28,2	36,1	*78,1*
26-04-2000 au 10-05-2000	22,7	30,0	*75,7*
11-05-2000 au 26-05-00	27,6	32,5	*84,9*
Moyenne	*26,2*	*32,9*	***79,6***

vents dominants en provenance du sud-sud-ouest qui rabattent les polluants sur l'agglomération et plus particulièrement sur la pénétrante que constitue la Moselle. Toutefois, la concentration en NO_2 du pont des Alliés à la gare routière diminue entre 1998 et 2000. En effet, jusqu'au printemps 2000, l'intégralité du flux automobile pénétrant sur l'agglomération était dirigé au nord-est, jusqu'à la gare routière. Les automobilistes désireux d'accéder à la partie sud-ouest, étaient alors contraints de suivre cette voie puis de rebrousser chemin pour arriver à destination. Depuis le printemps 2000, la modification de la sortie du pont des Alliés permet de scinder le flux autoroutier directement vers le sud-ouest ou le nord-est en fonction de la destination finale. Il s'ensuit donc une diminution du trafic, accompagnée d'une diminution d'émission de NO_x pour la portion « pont des Alliés-gare routière ».

En ce qui concerne les axes desservant les différents quartiers, les émissions mesurées corroborent l'importance du trafic avec des teneurs comprises entre 40 et 60 µg/m³. La piétonnisation de l'hypercentre, bien qu'amorcée en 1996, ne semble porter ses fruits, au niveau de la qualité que depuis les dernières campagnes de mesure. En effet, la qualité de l'air s'est améliorée entre 1998 et 2000 avec des diminutions de teneurs de l'ordre de 25 %, illustrées par le changement de classe de la zone sur les cartes d'isopollution (Figures 1 et 2, p. 430 et 431). En contrepartie, le trafic, reporté sur les rocades, provoque une dégradation de la qualité de l'air à leur voisinage comme le montre, par exemple, la chaussée d'Océanie.

Enfin, alors que la majorité de l'agglomération est soumise à des concentrations variant entre 20 et 40 µg/m³, la fluidification du réseau urbain au moyen d'une meilleure gestion de la synchronisation des feux tricolores et de leur adaptation aux contraintes des flux horaires permet l'augmentation du nombre de zones très faiblement polluées (< 20 µg/m³) qui passent de 3 en 1998 à 5 en 2000.

Évaluation de la pollution par la méthode VDI

Quant aux études lichéniques, l'ensemble des données recueillies au cours des différentes campagnes, permet de définir un intervalle de confiance (IC) de 8,53. Les classes de qualité d'air sont alors calculées de sorte que leurs bornes soient des multiples consécutifs de IC. Les 24 mailles définies peuvent alors être réparties dans cinq classes de qualités relatives, la classe I étant la plus exposée aux polluants.

La cartographie établie en 1998 (Figure 3, ci-contre) fait état d'une qualité d'air moyenne avec des classes II et III largement représentées (91,7 % des mailles), le reste étant constitué par la classe I. Cependant, l'influence des voies de circulation est moins perceptible que par la mesure des NO_x et met en évidence certaines disparités et similitudes. Ainsi, l'autoroute A31 est relativement riche en espèces lichéniques alors que les relevés effectués sur l'hypercentre présentent une biodiversité moins importante. Ces différences et similitudes peuvent être liées à la différence d'exposition des sites. En effet, les bio-indicateurs bordant l'A31 sont essentiellement soumis à des pollutions par les poussières et les NO_x, caractéristiques du transport automobile, qui sont généralement responsables d'une hyper-eutrophisation de la flore lichénique dans les stations pauvres en végétation arborée [17, 22].

Les relevés correspondant à la campagne 2000 (Figure 4, p. 434), montrent une disparition des mailles de classe I au profit de mailles de classes IV et V. De même, le nombre de mailles de la classe III augmente d'une unité. Il faut toutefois noter que les mailles E2 et E4 se détériorent.

Ainsi, l'évolution globale de la qualité de l'air sur l'agglomération thionvilloise montrée par l'approche lichénique corrobore les mesures réalisées par les stations AERFOM qui enregistrent, depuis 1998, une régression notable des teneurs en NO_x et SO_2.

Conclusion

Cette étude présente l'évolution de la qualité de l'air de l'agglomération thionvilloise (Moselle, France) entre 1998 et 2000, par le biais d'échantillonneurs passifs (tubes passifs de Palmes) et d'études liché-

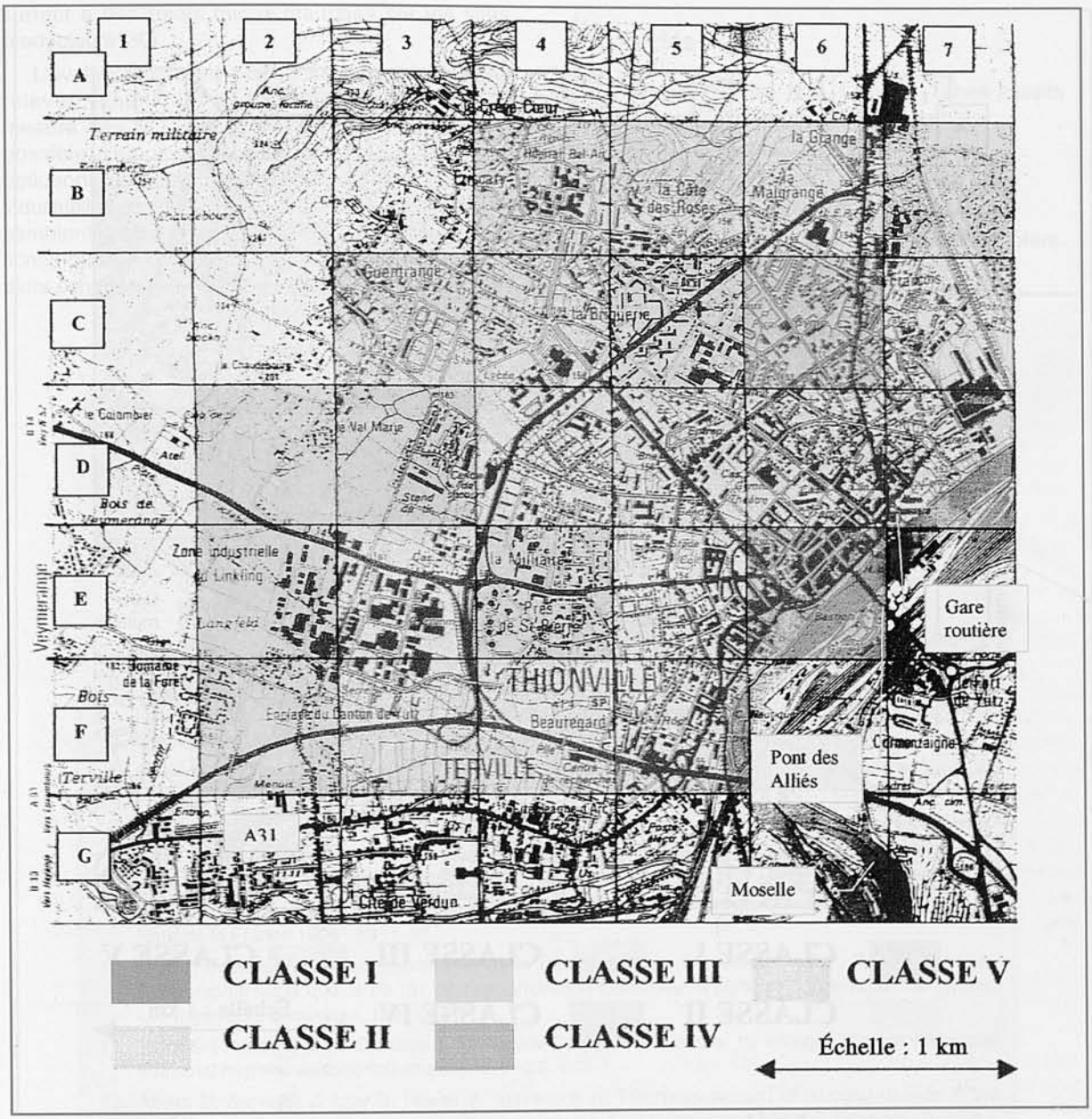

Figure 3.
Évaluation de la qualité de l'air sur l'agglomération thionvilloise en 1998 par l'utilisation des lichens selon la méthode VDI.
Air quality assessment in the city of Thionville in 1998 with the use of lichens according to the VDI method.

niques (méthode VDI), respectivement, pour la mesure des NO_x et pour l'évaluation de la pollution globale. L'ensemble des résultats obtenus montre que les rejets azotés diminuent et que la qualité globale de l'air s'améliore. En effet, les teneurs moyennes en NO_x ont diminué d'environ 25 %, sur les points les plus pollués de l'agglomération, en deux ans. Sur la même période, la population lichénique évolue, traduisant une meilleure qualité environnementale. L'ensemble de ces résultats est par ailleurs confirmé par les stations de mesure du réseau AERFOM, qui relèvent une diminution des concentrations moyennes de NO_x, d'ozone, de SO_2 et de poussières. L'évolution favorable des indicateurs de qualité de l'air laisse à penser que le risque sanitaire lié à la pollution atmosphérique diminue sur l'agglomération thionvilloise [23, 24]. Il est cependant nécessaire de pondérer les résultats relatifs à l'étude des lichens. En effet, nous avons noté une augmentation de la diversité des espèces sur deux années, que traduit l'évolution des indices VDI, alors qu'une telle évolution n'est habituellement remarquable que sur des périodes de cinq à dix ans. Ce phénomène peut être lié au comportement particulier des organismes face aux pollutions azotées qui représentent l'essentiel de la pollution urbaine. En effet, certaines espèces, dites nitrophiles, peuvent se développer davantage en présence de composés azotés qu'elles

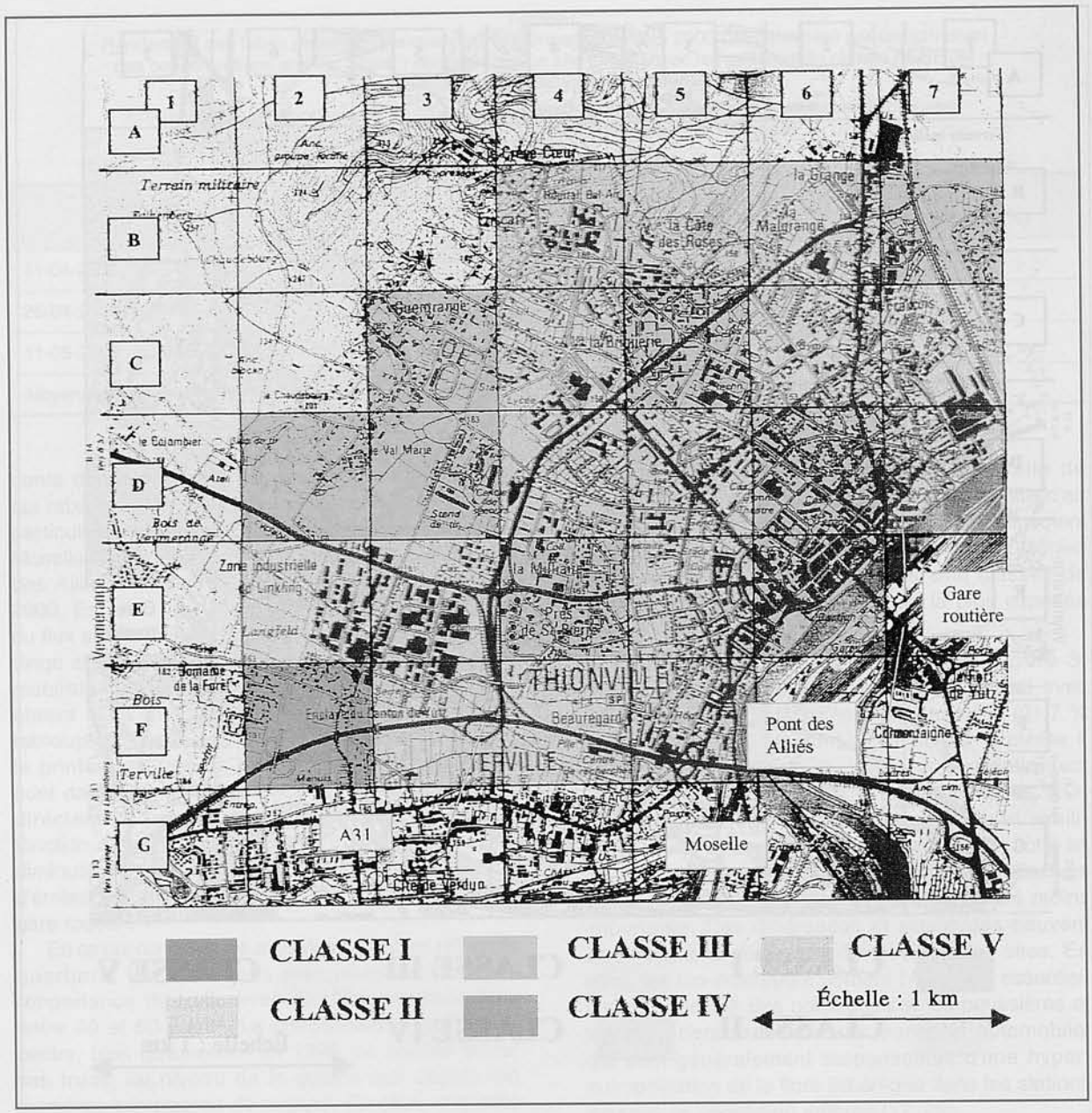

Figure 4.
Évaluation de la qualité de l'air sur l'agglomération thionvilloise en 2000 par l'utilisation des lichens selon la méthode VDI.
Air quality assessment in the city of Thionville in 2000 with the use of lichens according to the VDI method.

utilisent comme « engrais ». Toutefois, la majorité des espèces semble régresser en présence de polluants azotés du fait de l'augmentation de l'acidité de l'écorce [25]. Il n'existe cependant que très peu d'études sur l'influence des polluants azotés permettant de classer les espèces en fonction de leur caractère nitrophile [26-28]. Pour évaluer cette capacité et déterminer l'efficacité de la bio-indication dans le cas particulier des polluants urbains contemporains, il est nécessaire de poursuivre les études lichéniques et de les croiser avec le suivi physico-chimique de la pollution atmosphérique.

L'évolution de la qualité de l'air sur Thionville, entre 1998 et 2000, semble donc essentiellement liée à la gestion du trafic urbain qui s'inscrit dans la logique de la mise en place du Plan de déplacements urbains de l'agglomération. La fluidification du trafic par le biais de la synchronisation des feux sur les grands axes et son adaptation aux flux horaires, la gestion de l'espace réservé aux automobiles (parkings, voies d'accès, zones piétonnes) et le redéploiement du réseau de transport en commun, participent à cette amélioration [29]. Il faut aussi noter que cette évolution s'inscrit dans une tendance régionale mise en évidence depuis quelques années par les stations AERFOM, montrant une diminution nette des polluants atmosphériques « industriels » liée, certes, au déclin de l'activité sidérurgique mais

surtout à des rejets mieux maîtrisés sur les sites producteurs [30].

L'évolution parallèle des données fournies par les relevés lichéniques et les tubes passifs pour la mesure des NO_x, laisse penser qu'il pourrait être possible d'employer des lichens pour évaluer les pollutions urbaines comme l'ont été les pollutions industrielles soufrées [31-33]. De plus, des corrélations semblent exister entre la santé humaine et la flore lichénique [24]. Le suivi de cette dernière pourrait alors constituer un indicateur de risque sanitaire [34].

Mots clés

Oxydes d'azote. NO_x. Lichens. Tubes passifs de Palmes. Plan de déplacements urbains.

Keywords

Nitrogen oxides. Lichens. Passive samplers. Urban Traffic Plan.

Références

1. ADEME, INRET. La pollution automobile et ses effets sur la santé : interrogations et propositions. ADEME, Paris 1995 : 45 p.
2. ADEME. La qualité de l'air en France 1994-1995 : zones urbaines, industrielles, rurales. ADEME, Paris 1997 : 150 p.
3. Burnett R T, Smith-Doiron M, Stieb D, Cakmak S, Brook JR. Effects of particulate and gazeous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations. Arch Environ Health 1999 ; 54 (2) : 130-9.
4. Chiron M, Quénel P, Zmirou D. La pollution d'origine automobile et la santé publique. Pollution Atmosphérique 1997 ; 153 : 41-55.
5. Garcia-Fouqué S, Plaisance H, Houdret J-L, Mathé F, Galloo J-C, Guillermo R. Performance des tubes à diffusion pour la mesure de l'ozone, du dioxyde d'azote et du dioxyde de soufre dans l'air ambiant. Pollution Atmosphérique 1999 ; 167 : 89-96.
6. Krupa S, Legge A. Passive sampling of ambiant, gaseous air pollutants : an assessment from an ecological perspective. Environmental Pollution 2000 ; 107 : 31-45.
7. Deruelle S, Lallemand R. Les lichens témoins de la pollution. Édition n° 1, Vuibert Ed, Paris 1983 : 108 p.
8. Garrec M. Pollution à l'échelle régionale et locale (Cachan, France). La bio-indication végétale de la pollution atmosphérique : évolution actuelle et son utilisation 1993 : 1-3.
9. Gaveriaux J-P. Les lichens et la bio-indication de la qualité de l'air. Bulletin de la Société Botanique du Nord de la France 1996 ; 49 : 5-52.
10. Morin, Delmas V. Les bio-indicateurs de la qualité de l'air (6 novembre 1997, Rouen, France), Cartographie de la qualité de l'air de l'agglomération rouennaise à partir de l'observation de lichens. Les Ingénieurs Ecologues, 1997 : 27-34.
11. Palmes E, Gunnison A, Dimattio J, Tomczyck C. Personal sampler for nitrogen dioxide. American Industrial Hygiene Association Journal 1976 ; 37 : 570-7.
12. Atkins D, Sandalls J, Law D, Hough A, Stevenson K. The measurement of nitrogen dioxide in the outdoor environment using passive diffusion sampler. Environment and Medical Sciences Division – Harwell Laboratory, Oxford 1986.
13. Papazian-Meybeck M, Della Massa J-P. Étude de la distribution du dioxyde d'azote sur l'agglomération toulousaine par la méthode des échantillonneurs passifs. Été 1996-Hiver 1996-1997. Évolution sur 5 ans : 1991-1992- 1996-1997. Pollution Atmosphérique 1998 ; 160 : 120-34.
14. Kirschbaum U, Wirth V. Flechten erkennen luftgüte bestimmenen, Stuttgart, Eugen Ulmer GmbH, 1994 : 128 p.
15. Measurements of immission effects : measurements and evaluation of phytotoxic effects of ambiant air pollutants (immission) with lichens mapping for assessment of air quality. In : VDI Handbuch Reinhaltung des Luft. Verein Deutscher Ingenieure, Berlin 1995 : 1-24.
16. Kirschbaum U, Wirth V. Les lichens bio-indicateurs, Paris. Eugen Ulmer, 1997 : 128 p.
17. Signoret J. Contribution des bio-indicateurs et des biomarqueurs lichéniques à l'élaboration d'un diagnostic de la qualité de l'air en Lorraine nord. DEA, Metz 1999 : 101 p.
18. Falla J, Laval-Gilly P, Henryon M, Morlot D, Ferard J-F. Biological air quality monitoring : a review. Environmental Monitoring and Assessment 2000 ; 64 (3) : 627-44.
19. Atkins D, Quirino I. A survey of nitrogen dioxide in Paris - Commission of the European Communities 1990.
20. De Saeger E, Gerboles M, Payrissat M. La surveillance du dioxyde d'azote à Madrid au moyen d'échantillonneurs passifs. Commission of the European Communities 1991.

21. Delmas V. Contrôle du NO_2 dans la région de Basse-Seine. Commission of the European Communities 1992.
22. Cuny D. Évaluation de l'impact du trafic routier de l'autoroute du Nord sur l'environnement par l'étude des lichens et des champignons supérieurs. DEA, Metz 1995 : 47 p.
23. Pollution atmosphérique urbaine et santé urbaine. ARCO Chimie, Paris 1997.
24. Cislaghi C, Nimis PL. Lichens, air pollution and lung cancer. Nature 1997 ; 387 : 463-4.
25. De Bakker AJ. Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. Acta Botanica Neerl 1989 ; 38 : 377-442.
26. Bruteig IE. The epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* as a biomonitor of atmospheric nitrogen and sulfur deposition in Norway. Environmental Monitoring and Assessment 1993 ; 26 : 27-47.
27. Lawrey JD. Lichens as monitors of pollutant elements at permanent sites in Maryland and Virginia.The Bryologist 1993 ; 96 : 339-41.
28. Sochting U. Lichens as monitors of nitrogen deposition. Cryptogamic Botany 1995 ; 5 : 264-69.
29. Dron D, Cohen de Lara M. Pour une politique soutenable des transports. La Documentation française 1995 : 327 p.
30. Popescu M, Blanchard J-M, Carré J. Analyse et traitement physico-chimique des rejets atmosphériques industriels : émissions, fumées odeurs et poussières. Lavoisier, Paris 1998 : 854 p.
31. Nylander W. Les lichens du jardin du Luxembourg. Bulletin de la Société Botanique Française, 1866 ; 13 : 364-72.
32. Hawksworth DL, Rose F. Lichen as pollution monitors. Edition n°1, Edward Arnold Publishers, London 1976 : 60 p.
33. Loppi S, Puttori E, Signorini C, Fommei S, Pirintsos SA, De Dominicis V. A retrospective study using epiphytic lichens as biomonitors of air quality : 1980 and 1996 (Tuscany, Central Italy). Acta Oecologica 1998 ; 19 (4) : 405-8.
34. Quénel P, Le Goaster C, Cassadou S, Eilstein D, Filleul L, Pascal L, Pouvost H, Saviuc P, Zeghnoun A, Le Tertre A, Medina S, Jouan M. Surveillance des effets sur la santé de la pollution atmosphérique en milieu urbain : étude de faisabilité dans 9 villes françaises. Objectifs et principes. Pollution Atmosphérique 1997 ; 156 : 88-95.