

M0007/93B

Ministère de l'Éducation Nationale

École Nationale Polytechnique

Département: Génie de l'Environnement

THESE DE MAGISTER

présentée par

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
المكتبة — BIBLIOTHEQUE
Ecole Nationale Polytechnique

Ménouër BOUGHEDAOU

Thème

Contribution à l'étude de la pollution atmosphérique
gazeuse et particulaire dans le grand Alger

Soutenue publiquement le Samedi 26 Juin 1993 devant :

M. R. Belabbès	Professeur à l'ENP	Président
M. R. Kerbachi	Professeur à l'ENP	Rapporteur
M. M. Aoudia	Professeur à l'U. Blida	Examineur
M. A. Kettab	M. de conférences à l'ENP	Examineur
M. M.W. Naceur	Chargé de cours à l'U. Blida	Examineur
M. A. Fekhaïri	Directeur régional de l'ANPE	Invité

Ministère de l'Éducation Nationale

Ecole Nationale Polytechnique

Département: Génie de l'Environnement

THESE DE MAGISTER

présentée par

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHÈQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

Ménouër BOUGHEDAOU

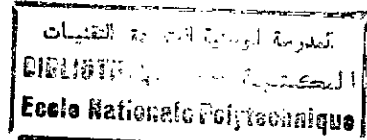
Thème

**Contribution à l'étude de la pollution atmosphérique
gazeuse et particulaire dans le grand Alger**

Soutenue publiquement le Samedi 26 Juin 1993 devant :

M. R. Belabbès	Professeur à l'ENP	Président
M. R. Kerbachi	Professeur à l'ENP	Rapporteur
M. M. Aoudia	Professeur à l'U. Blida	Examineur
M. A. Kettab	M. de conférences à l'ENP	Examineur
M. M.W. Naceur	Chargé de cours à l'U. Blida	Examineur
M. A. Fekhaïri	Directeur régional de l'ANPE	Invité

SOMMAIRE



Page

Remerciements	i
Résumés - Mots clés	ii
I- Introduction	1
II- Notions fondamentales de l'atmosphère	3
III- Polluants atmosphériques gazeux	15
IV- Polluants atmosphériques particuliers	45
V- Pollution par le secteur du transport routier	77
VI- Pollution gazeuse dans l'algérois	96
VII- Retombées particulières dans l'algérois	112
VIII- Plomb dans les poussières urbaines	153
IX- Conclusion générale	158
X- Bibliographie	160
XI- Annexes	173
Table des matières	177

Remerciements

Les travaux de ce mémoire ont été réalisés aux laboratoires de pollution atmosphérique du département génie de l'environnement à l'Ecole Nationale Polytechnique et de l'Institut de Chimie Industrielle à l'Université de Blida.

Je tiens à remercier tout particulièrement mon Directeur de Thèse, Monsieur le Professeur **R. Kerbachi**, qui a accepté de m'intégrer dans son équipe.

Il m'a soutenu avec beaucoup de zèle durant toutes ces années de travail et grâce à lui, j'ai pu apprendre les prémices de la recherche en pollution atmosphérique.

Je remercie Monsieur le Professeur **R. Belabbès** qui m'a fait le grand honneur d'accepter de présider le Jury d'examen de ce travail. Par ailleurs, je saisi cette opportunité afin de le remercier très sincèrement pour les nombreux conseils qu'il m'a prodigué durant ma formation et pour ses efforts de formation et de recherche à l'E.N.P.

Je suis également redevable à Monsieur le Professeur **M. Aoudia** de l'Université de Blida pour toute son aide et ses nombreuses orientations tant dans le domaine scientifique que pédagogique. Je le remercie vivement d'avoir accepté de participer à ce Jury.

J'adresse mes remerciements à Monsieur **A. Kettab**, Directeur du Centre Universitaire de Médéa, qui a eu l'amabilité d'examiner ce travail et de participer au Jury.

Je suis très reconnaissant à Monsieur **M.W. Naceur** pour son soutien moral, sa précieuse aide au laboratoire à Blida et le remercie de bien vouloir critiquer le présent travail.

Monsieur **A. Fekhaïri**, Directeur régional de l'Agence Nationale de la Protection de l'Environnement (ANPE) a accepté de participer au Jury. Qu'il soit sincèrement remercié.

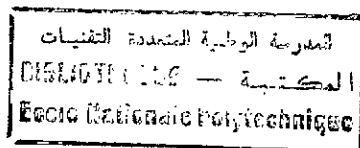
J'ai grandement bénéficié de l'expérience de Monsieur **R. Joumard** de l'I.N.R.E.T.S à Lyon et de Monsieur **C. Ronneau** de l'Université Catholique de Louvain. Qu'ils soient sincèrement remerciés.

Je remercie également Monsieur **J. Donati** du Laboratoire Centrale de la Préfecture de Police de Paris et Madame **F. Petit-Coviaux** du Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris pour leurs précieux conseils.

Le soutien, sans réserves, du personnel des deux bibliothèques de l'E.N.P et de l'Université de Blida m'a été d'une grande utilité pour faire aboutir ce travail. Je remercie très chaleureusement le personnel de chaque bibliothèque ainsi que les deux conservateurs de l'E.N.P et de l'U.B, Monsieur **K. Amara** et Monsieur **A. Faid**, respectivement.

Mes remerciements vont aussi à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Résumé



Les polluants atmosphériques représentent un ensemble de composés qui se trouvent dans l'air en proportion anormalement élevée. Ils contribuent à produire des effets néfastes sur la vie et l'atmosphère même.

A Alger, où très peu de mesures de la pollution atmosphérique ont été effectués, cette étude est une contribution à la connaissance de l'état de la pollution de l'air dans la région d'Alger.

Les teneurs de SO_2 mesurées à Alger et Blida sont caractéristiques d'une pollution de fonds et ne sont pas susceptibles d'engendrer une pollution acide. Les sources d'énergie utilisées sont très pauvres en soufre.

Les teneurs de NO_2 sont variables d'un site à un autre et dépassent par moment les directives de l'O.M.S. En présence d'une forte insolation et de certains précurseurs, le risque de pollution photochimique n'est pas à écarter.

Les résultats des mesures des retombées particulières ont montrés l'importance de la pollution particulière à Alger. Les régions de Meftah et de Raïs Hamidou sont fortement chargées en poussières issues des deux cimenteries.

Le problème du plomb déposé en milieu urbain a été examiné. Les teneurs observées restent relativement faibles devant celles trouvées dans les grandes métropoles dans le monde.

Mots-Clés: Pollution atmosphérique, mesure, SO_2 , NO_2 , retombées particulières, Plomb, cimenteries, trafic routier.

Abstract

The atmospheric pollutants represent various compounds existing in the atmosphere in an abnormal high proportion. These pollutants contribute to create disastrous effects on life and atmosphere itself.

In Algiers, where only few measures were undertaken for atmospheric pollution, this survey helps in being acquainted with the state of the air pollution of the region concerned.

The amounts of SO_2 measured in Algiers and Blida are the features of a remote pollution and are not likely to yield acid pollution.

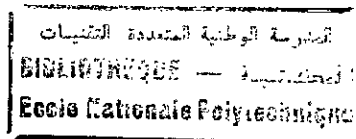
The energetic sources used are poor regarding sulphur.

The amounts of NO_2 vary from one site to another and sometimes go beyond the O.M.S directives. The presence of a strong insolation and certain precursors make the risk of photochemical pollution something unavoidable.

The results of the dustfall measures have shown the seriousness of this kind of pollution in greater Algiers. Meftah and Rais Hamidou are the regions the most affected by the excessive quantities of dust pumped out of the two cement factories.

The problem of lead settled in urban areas has been examined and the amounts observed remain too low compared to those found in the biggest cities in the world.

Key-Words: Atmospheric pollution, measurement, SO₂, NO₂, lead, dustfall, cement factory, urban traffic.

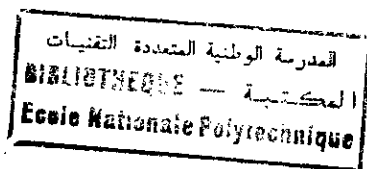


ملخص

ان ملوثات الجو تتمثل في مجموعة من المركبات الموجودة في الهواء بمقادير مرتفعة . هذه المركبات تساهم في التثبيوعلى الحياة و على الجو نفسه . و في الجزائر العاصمة، اجوي عدد قليل من قياسات التلوث الجوي، هذه الدراسة ماهي الا مساهمة للتعرف على مستوى تلوث الهواء في العاصمة و ضواحيها . ان نسبة ثاني اوكسيد الكبريت SO_2 التي قيست بالجزائر والبليدة تعبر عن تلوث طبيعي و لا يمكن ان ينجر عن ذلك تلوث حمضي، لان منابع الطاقة المستعملة في الجزائر لا تحتوي على نسبة عالية من الكبريت، اما نسبة ثاني اوكسيد النيتروجين NO_2 تتغير من منطقة الى اخرى و عندما تتعدى احيانا توجيهات المنظمة العالمية للصحة OMS تتوفر بعض العوامل كالاتحة الشمسية و بوجود بعض المؤشرات يكون احتمال تلوث فوتوكيميائي ممكنا . و بينت نتائج قياس كمية الجسيمات المتساقطة اهمية التلوث بالغبار في الجزائر، مما يؤكد ان منطلقنا مفتاح و راس حديدو اكثر عرضة للتلوث بالغبار الصادر من مصانع الاسمنت المتواجدة . كما تعرضت هذه الدراسة ايضا لمشكلة الواصل المتساقط على المنطقة الحضرية في مدينتي الجزائر و البليدة . و قد تبين ان نسبة الواصل المتساقطة في هذه المناطق الحضرية تبقى ضعيفة نسبيا مقارنة مع النسب الموجودة في المدن الكبرى عبر العالم .

Chapitre I

Introduction



Les polluants atmosphériques représentent un ensemble de composés qui se trouvent dans l'air en proportion anormalement élevée et qui contribuent à produire des effets néfastes sur l'homme, les végétaux, les animaux et l'atmosphère même.

Il est des polluants naturels, comme les poussières soulevées par les vents de sable ou émises par les éruptions volcaniques, mais aussi des polluants résultant des activités humaines qui peuvent se transformer dans l'atmosphère pour donner naissance à de nouveaux polluants dont les effets nuisibles sont parfois plus importants.

On croit souvent, à tort, que les émissions de sources naturelles sont négligeables par rapport à celles dues aux activités humaines. Cette confusion résulte généralement du fait que les émissions anthropogéniques ont lieu de façon continue et apparaissent de part leur ampleur, en terme de quantité par unité de volume, plus menaçant pour l'environnement.

Une fois relâchés dans l'atmosphère, les polluants entreprennent un périple dont la destination dépend des conditions atmosphériques. Ils sont soumis aux lois de la chimie et physique de l'atmosphère en ce qui concerne leur élimination, transformation et déposition. Il est ainsi évident que le trajet parcouru est fonction de la direction du vent, et que le temps de séjour des particules dépend de leur taille.

La vitesse du vent détermine généralement le taux de dilution dans l'horizontal; l'instabilité ou la stabilité thermique favorise ou défavorise leur mélange vertical et dans le cas d'un gaz la différence entre sa température et celle de l'air détermine sa flottabilité et sa convection ascensionnelle.

Bien que c'est tout l'environnement qui agit à titre de récepteur, le dosage des polluants ne s'effectue que de manière ponctuelle et l'exposition ou répartition des appareils de mesure n'est pas toujours idéale car de nombreuses contraintes (espace, sécurité, accessibilité, etc.) font qu'on doit choisir un site plutôt qu'un autre. Evidemment, la mise en place de plusieurs sites d'échantillonnage donne naissance à un réseau qui enregistre en continu les niveaux de pollution à différentes échelles: locale, régionale et nationale. Les résultats obtenus peuvent être soit représentatifs d'un vaste milieu, soit donner le reflet et l'impact d'une source de contamination très locale.

C'est ainsi que depuis les années 1960, les pays développés ont acquis un nombre impressionnant de données sur l'évolution de différents polluants et mélanges d'aérosols et ont aboutit à la mise en place d'une réglementation, de seuils limites d'émission et de l'élaboration de niveaux d'alerte.

Certes, beaucoup de progrès ont été effectués aussi bien du point de vue prévention que contrôle et surveillance de la pollution atmosphérique. Et si dans les pays développés, les problèmes liés à la pollution locale sont de mieux en mieux maîtrisés, il n'en demeure pas moins qu'à l'échelle de la planète, les trous d'ozone dans les régions polaires et le transport des polluants acides restent des thèmes controversés qui nécessitent encore des recherches pluridisciplinaires à un niveau international.

Dans notre pays, par contre, on est loin de connaître l'état de notre atmosphère et la qualité de l'air qu'on respire. Ceci est d'autant plus désolant que la pollution est très souvent visible à l'oeil nu. Les cimenteries de Rais Hamidou et de Meftah, pour ne citer que ces deux implantations industrielles, émettent des poussières dont personne ne connaît ni la teneur, ni la composition. Il y va de même du polluant NO_2 , traceur de la pollution dans les centres urbains où le trafic routier prend de plus en plus d'ampleur, pouvant donner à tout instant, sous des conditions météorologiques défavorables, des épisodes de smog photochimique.

Aussi, afin d'apporter une contribution à l'étude de la pollution atmosphérique dans notre pays, on s'est proposé d'aborder dans ce travail quelques aspects de la pollution de l'air à l'échelle locale et urbaine.

Le présent travail qui est avant tout de type exploratoire a pour objectifs les points suivants:

- Etude de synthèse bibliographique.
- Etude du parc automobile algérien.
- Evaluation des niveaux de pollution gazeuse par le SO_2 et NO_2 en milieu urbain.
- Mesure des niveaux de pollution par les retombées particulaires en diverses zones, plus particulièrement auprès des cimenteries de Meftah et Rais Hamidou.
- Analyse des teneurs en plomb contenu dans les poussières urbaines.

Chapitre II

Notions fondamentales sur l'atmosphère

1- Introduction

La terre est entourée de quelques $5,2 \cdot 10^{19}$ tonnes d'air. Plus de la moitié de cette masse est contenue dans les premiers cinq à six kilomètres. Cette couche d'air est donc très mince en regard des 12 800 Kilomètres du diamètre terrestre. De façon générale, l'atmosphère est définie comme étant l'air qui entoure la terre, à l'exclusion de l'air qui se trouve à l'intérieur d'une construction ou d'un espace souterrain.

2- Structure de l'atmosphère

L'atmosphère peut être subdivisée en diverses régions selon que l'on considère la composition moléculaire de l'air ou la variation de la température. La subdivision la plus couramment utilisée est basée sur la variation de la température de l'atmosphère en fonction de l'altitude. Cette classification, reproduite sur la figure II.1, permet de mieux décrire subséquemment les mécanismes qui régissent la dispersion des contaminants atmosphériques.

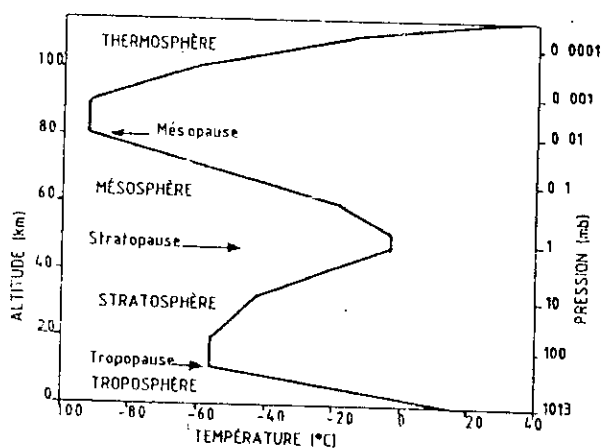


Figure II.1: Variation de la température et de la pression dans l'atmosphère, d'après A. Berroir [1].

La couche atmosphérique la plus proche de la terre s'appelle la troposphère. On y observe en général une décroissance de la température avec l'altitude de l'ordre de $6,5^{\circ}\text{C}$ à 10°C par kilomètre selon que l'air est saturé ou non saturé d'humidité. Cette décroissance de la température est due à la baisse de pression atmosphérique. A la limite supérieure de la troposphère, les températures cessent de décroître; c'est la tropopause. L'épaisseur moyenne de la troposphère est d'environ 12 kilomètres. Elle varie en fonction de la latitude et de la saison de l'année comme représenté sur la figure II.2.

La tropopause la plus haute se situe au dessus de l'équateur pendant l'été à environ 18 kms, tandis que la plus basse se situe dans les régions nordiques en hiver à environ 8 kms. La partie inférieure de la troposphère est généralement appelée couche limite. On définit cette couche comme étant la partie de l'atmosphère fortement influencée par l'air qui s'est trouvé en contact avec la surface terrestre durant un jour environ. Plus haute en été qu'en hiver, c'est dans cette petite section de la troposphère d'une hauteur moyenne d'un

kilomètre que sont émis, se dispersent, réagissent et sont transportés les polluants atmosphériques.

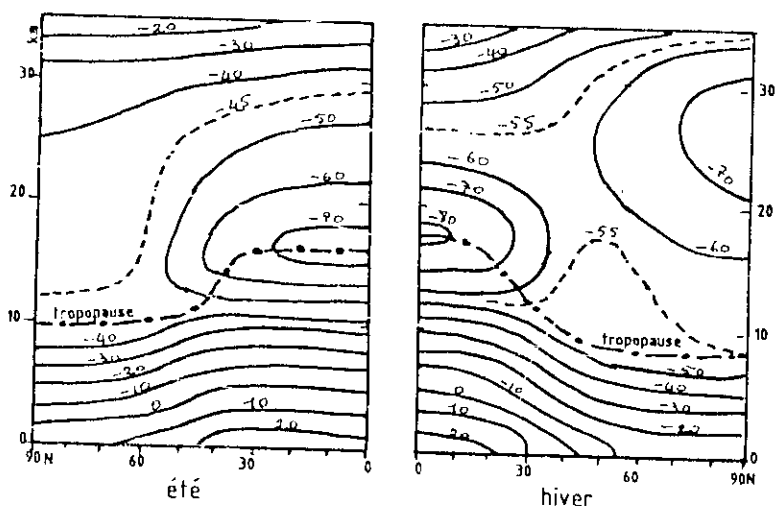


Figure II.2: Inversions de températures en fonction de la latitude, d'après A. Berroir [1].

La stratosphère s'étend de la tropopause jusqu'à environ 50 kms au-dessus du niveau de la mer. L'air y est énormément plus raréfié. Après s'être stabilisée sur une dizaine de kilomètres, la température augmente progressivement jusqu'à sa limite supérieure: la stratopause. La stratosphère doit son existence à la couche d'ozone qui absorbe les rayons ultraviolets du soleil, ce qui permet à la stratosphère de se réchauffer jusqu'à la stratopause. A cette altitude, la raréfaction de l'air et l'abondance relative de composés destructeurs d'ozone ne permettent plus le réchauffement de l'atmosphère. La couche d'ozone stratosphérique constitue une protection contre les rayons ultraviolets.

La mésosphère s'étend au-delà de la stratopause jusqu'à la mésopause à environ 80 kms. La décroissance de la température reprend en raison de la baisse de pression. Au-delà de 80 kms, la température augmente à nouveau dans la thermosphère.

La variation de la température en fonction de l'altitude représente le gradient vertical de température. Ce gradient est associé à la turbulence d'origine thermique, c'est un paramètre utilisé comme indice du pouvoir dispersif de l'atmosphère. Lorsqu'une masse d'air monte, elle subit des pressions de plus en plus faibles, se dilate et sa température diminue. Lorsqu'elle descend, la masse d'air se comprime à la suite de l'augmentation de la pression atmosphérique et, conséquemment, elle se réchauffe.

Dans la basse troposphère et parfois en altitude, comme conséquence de l'échauffement, du refroidissement du sol ou de la présence d'une couche nuageuse, on peut rencontrer des accidents dans le profil vertical. Les accidents correspondants à un changement de signe du taux de variation de la température, qui croît alors avec l'altitude au lieu de décroître, s'appellent "Inversions".

Les inversions thermiques (figure II.3), confèrent une forte stabilité à l'atmosphère, empêchant toute diffusion des polluants atmosphériques.

Le problème de la diffusion de la pollution grâce à la turbulence thermique ou mécanique a été largement étudiée par Détrie J. P., Pasquill F. et Smith F. B [2-5].

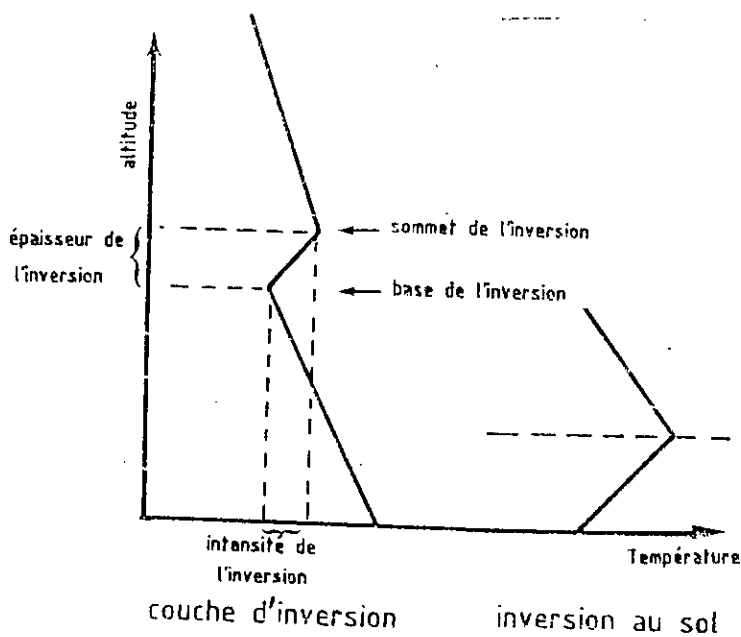


Figure II.3: Couche d'inversion de température, d'après A.Berroir [1].

3 - Composition de l'air

L'air que l'on trouve dans l'atmosphère est composé en volume d'environ 78 % d'Azote, 21 % d'Oxygène et 1 % d'autres gaz. Le tableau II.1 donne la proportion des divers gaz qui composent l'air sec. La quantité de vapeur d'eau que l'on retrouve dans la troposphère varie de zéro à trois pour cent en volume selon que l'on se situe dans une région aride ou une région chaude et humide. Cette vapeur d'eau joue un rôle important dans les réactions chimiques qui ont lieu dans l'atmosphère.

L'atmosphère contient également des aérosols qui se composent de particules liquides et solides en suspension. Ces particules peuvent être viables, comme les pollens, les bactéries, les champignons, les spores, les insectes; ou non viables, comme le sable fin et les autres poussières de sol, les poussières volcaniques, les embruns marins, les particules atmosphériques générées sous l'action du rayonnement solaire, de la chaleur et de l'humidité.

La composition de l'air ne semble pas avoir changé beaucoup depuis 20 millions d'années. Cependant, les concentrations de certains constituants naturels de l'air, comme le dioxyde de carbone, peuvent être modifiées. De plus, des corps étrangers, voire même toxiques, peuvent être ajoutés abondamment à l'air.

Les figures II.4 et II.5 montrent les variations de la concentration du dioxyde de carbone et de la température à l'échelle du globe.

Tableau II.1: Composition de l'air sec et non pollué de la troposphère [6]

Elément	Concentration (ppm)
Azote	780 900
Oxygène	209 400
Argon	9 300
Dioxyde de carbone	315
Néon	18
Hélium	5,2
Méthane	1,0 - 1,2
Krypton	1,0
Oxyde nitreux	0,5
Hydrogène	0,5
Xénon	0,08
Vapeurs organiques	~ 0,02

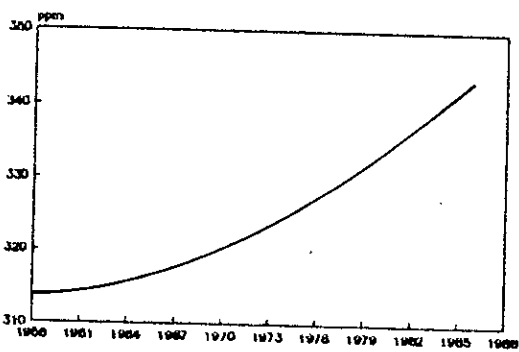


Figure II.4: Variation du CO₂ [7]

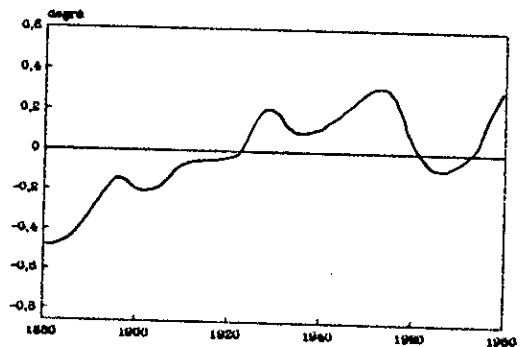


Figure II.5: Ecart de températures [7]

Le tableau II.2 donne les concentrations de certains polluants dans un air propre (pollution de fond) et un air pollué.

Tableau II.2: Concentration de polluants dans l'air propre et pollué [8]

Composés	Air Propre	Air Pollué
Particule en suspension	0,01-0,02 mg/m ³	0,07-0,7 mg/m ³
Dioxyde de soufre	1-10 ppb	20-2000 ppb
Dioxyde de carbone	310-330 ppm	350-700 ppm
Oxydes d'azote	1-10 ppb	10-100 ppb
Monoxyde de carbone	< 1 ppm	5-200 ppm
Hydrocarbures totaux	< 1 ppm	1-20 ppm

4- Phénomènes de brise.

4-1- Brises de terre et de mer.

Les effets de littoral sont engendrés par les écarts de température qui existent entre l'air au-dessus de la mer et l'air au-dessus de la terre. Ils se rencontrent lorsque les conditions météorologiques sont favorables à des vents légers.

La brise de mer s'observe lorsque l'air terrestre est plus chaud que l'air au-dessus de la masse d'eau. Au début de l'après midi, le printemps et l'été surtout, l'air frais en provenance de la mer envahit l'atmosphère terrestre pour remplacer l'air chaud ascendant. Il s'établit un écoulement de retour vers la mer en altitude, comme schématisé sur la figure II.6, ce qui complète le cycle.

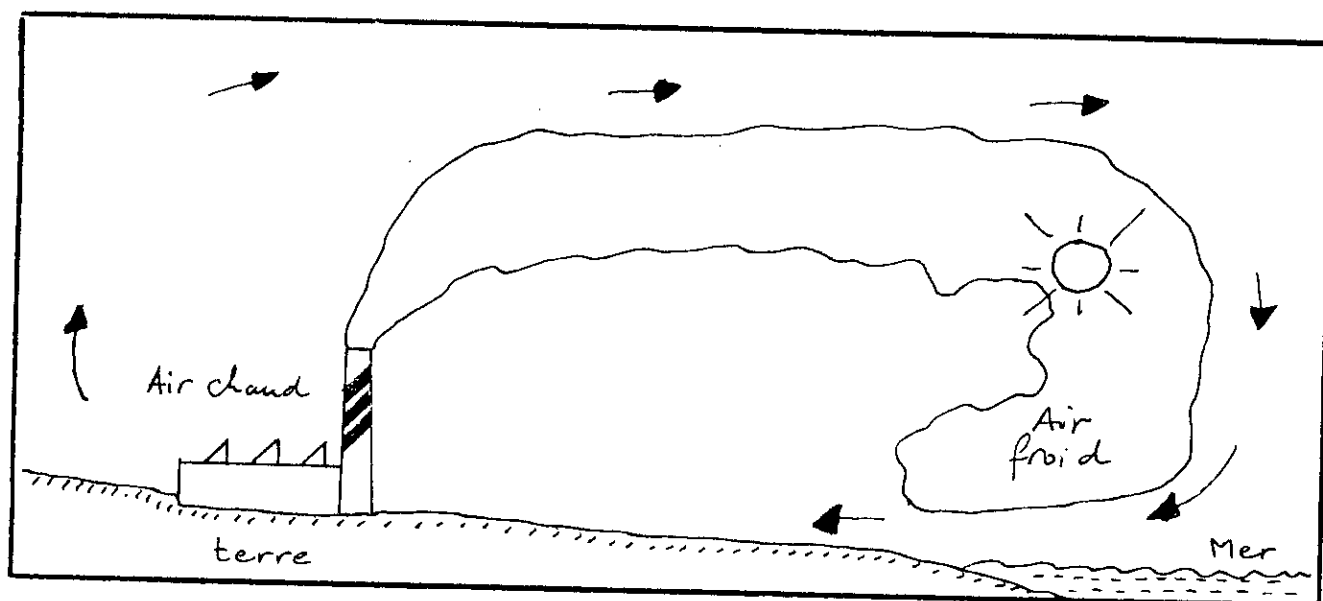


Figure II.6: Effet de brise de mer [9].

L'intensité de cette circulation est d'autant plus importante que le contraste thermique terre-mer est élevé. La circulation est inverse et moins intense dans le cas d'une brise de terre (figure II.7).

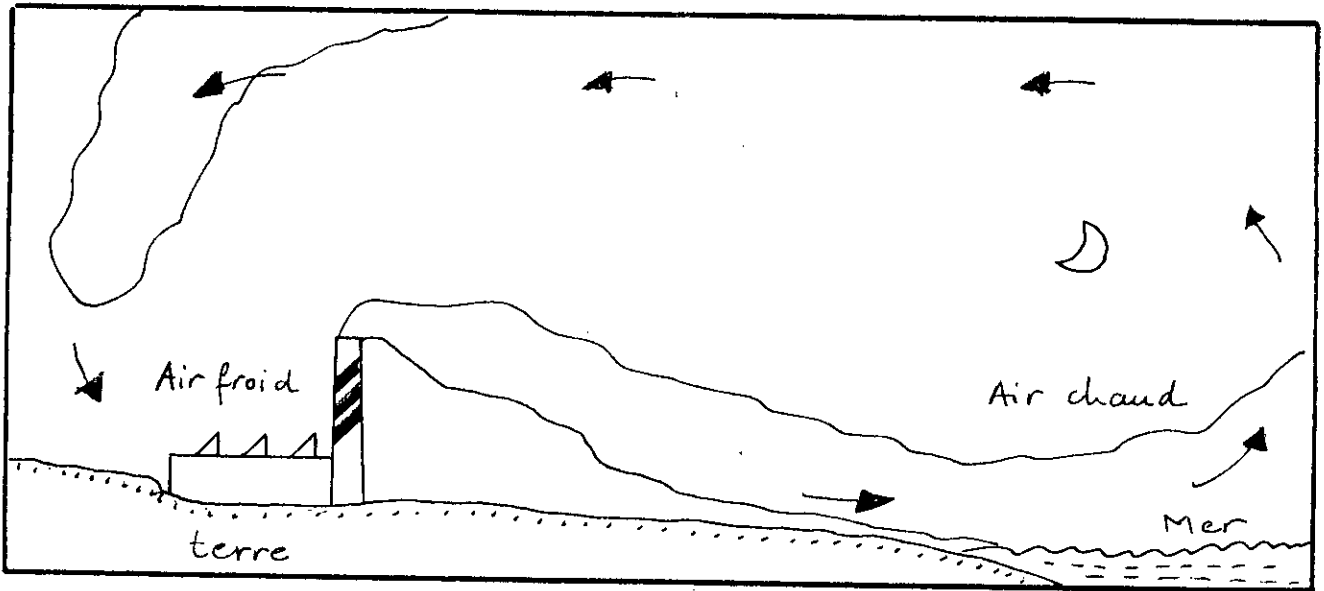


Figure II.7: Effet de brise de terre [9].

Les brises de mer et de terre peuvent contribuer à la dispersion des contaminants ou créer de sérieux problèmes de pollution, selon la localisation et l'intensité des émissions. Au printemps et en été, un autre type de problème peut survenir le long du littoral lorsque, cette fois, le vent souffle de la mer. L'air maritime qui envahit les côtes voit sa structure thermique se modifier dans les basses couches.

L'inversion de température que l'on observe au-dessus des grandes masses d'eau froide est graduellement érodée à sa base par une couche de brassage (air instable) à mesure que l'air maritime pénètre à l'intérieur des terres plus chaudes. Ainsi, les polluants émis dans l'atmosphère stable sont peu dispersés jusqu'à ce qu'ils soient interceptés par la couche de brassage et rabattus vers le sol. Contrairement à l'enfumage momentané produit lors de la destruction de l'inversion nocturne, telle que décrite à la figure II.8, l'enfumage du littoral peut persister pendant des périodes prolongées, notamment lorsqu'un anticyclone (haute pression) se maintient de façon stationnaire au-dessus de la masse d'eau.

4 - 2 - Brise ville-campagne.

L'agglomération constitue un îlot de chaleur qui subsiste à la tombée du jour, tandis que la campagne environnante se refroidit. L'air chaud s'élève, provoquant alors une dépression où s'écoule l'air plus frais des alentours. Dans ce cas, les polluants émis à la périphérie sont véhiculés vers l'agglomération, entraînant une montée parfois importante des niveaux de pollution. Ainsi, pour éviter ce phénomène de brise ville-campagne, l'installation des industries, même à la banlieue, doit faire l'objet d'étude de diffusion

atmosphérique du site et le choix se fera selon les directions favorables à une bonne diffusion des polluants éventuellement rejetés.

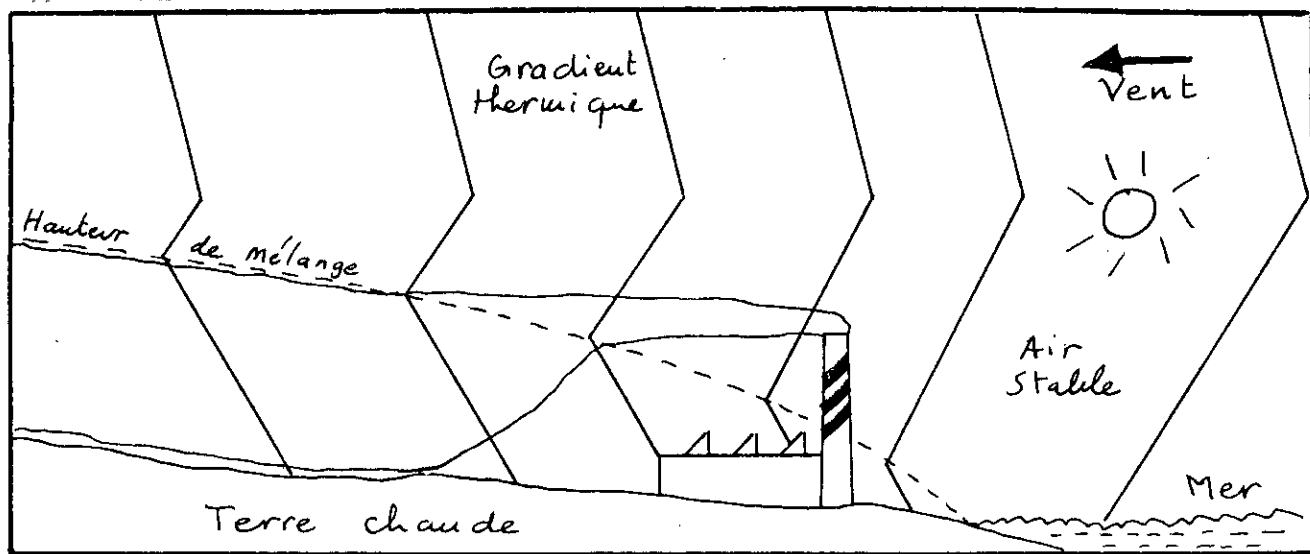


Figure II.8: Enfumage du littoral associé à un vent soufflant de la mer [9].

5 - Influence du relief

5 - 1 - Effet Foehn

Le relief introduit dans l'écoulement de l'air des modifications thermodynamiques, lesquelles influent sur les précipitations et la nébulosité. C'est particulièrement le cas des montagnes en chaîne, comme illustré sur la figure II.9, où le contournement latéral n'est pas possible, la barrière provoque forcément un soulèvement des masses d'air. La face de la montagne située au vent est donc la zone où les nuages sont les plus fréquents, en raison de la détente créée par le soulèvement. C'est là que l'on constate les précipitations les plus abondantes. En revanche, l'air qui descend le long de la face sous le vent est soumis à une compression, et donc à un réchauffement. Le rapport du mélange restant constant, il en résulte une diminution de l'humidité relative, donc un assèchement de l'air. De plus, l'air sera d'autant plus sec et chaud qu'il aura perdu une partie de son humidité par les précipitations de la face au vent.

5 - 2 - Sirocco

Le vent sirocco est un vent chaud et sec, qui souffle depuis les régions du Sud de l'Algérie, avec des vitesses variables. Il est souvent accompagné de poussières abondantes qui arrivent parfois à voiler le soleil, les figures II.10 et II.11, qui indiquent les fréquences d'occurrence du vent sirocco à Alger, montrent que cette situation météorologique apparaît dès le printemps et s'étale jusqu'en automne.

Une grande stabilité caractérise les masses d'air qui composent ce vent issu du Sahara. Dans sa trajectoire, le vent du sud sirocco traverse les chaînes atlasiques et les hauts

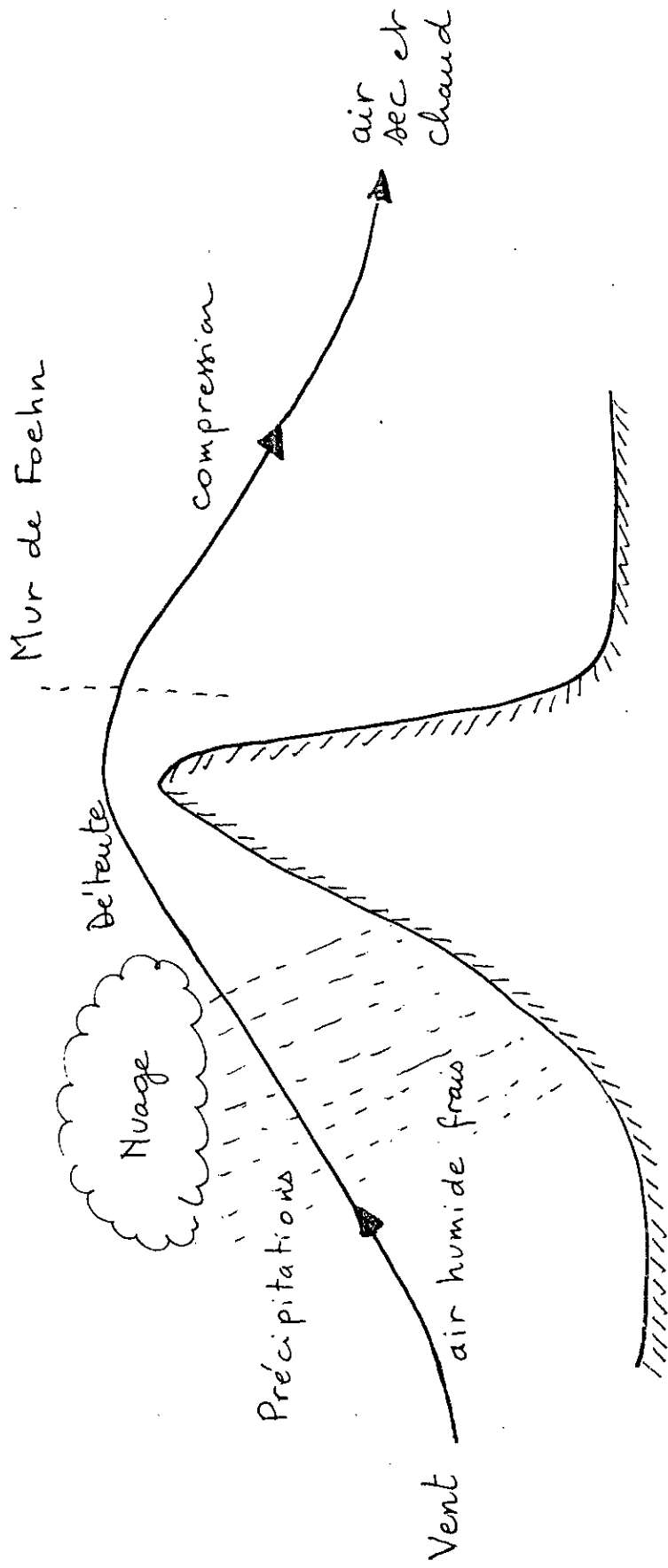


Figure II.9: Effet Foehn [10].

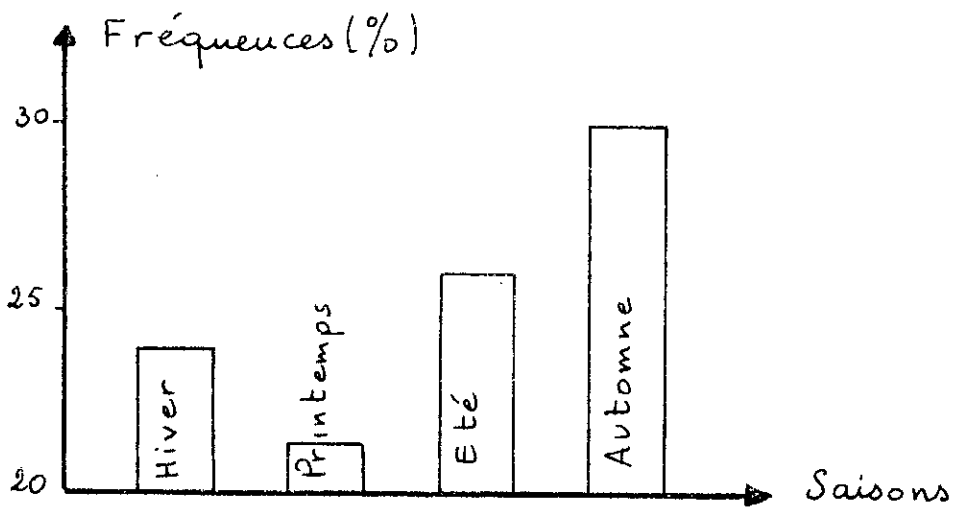
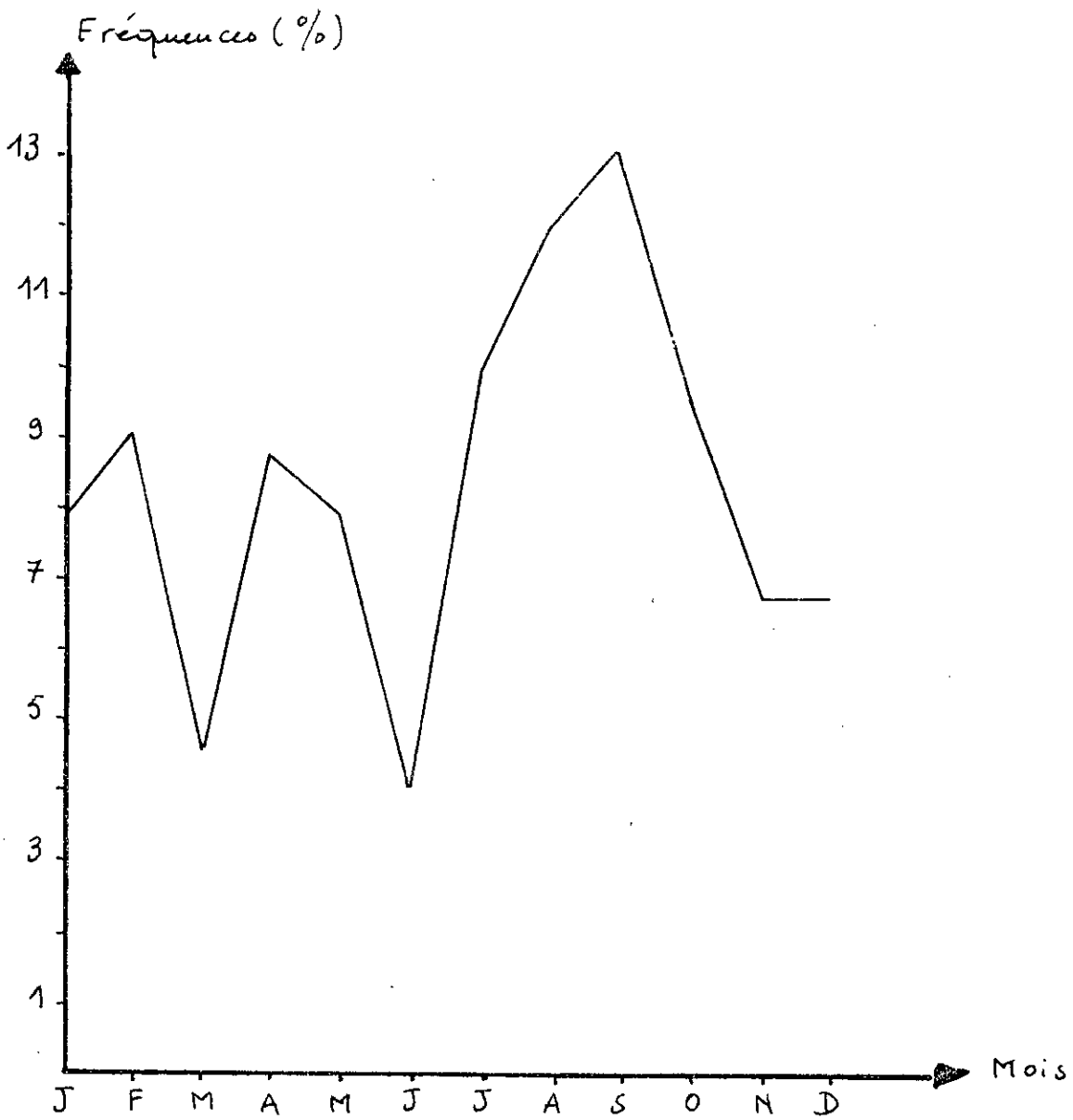


Figure II.10: Evolution mensuelle et saisonnière des fréquences d'occurrence des jours de sirocco à Dar El Beida, Alger [10].

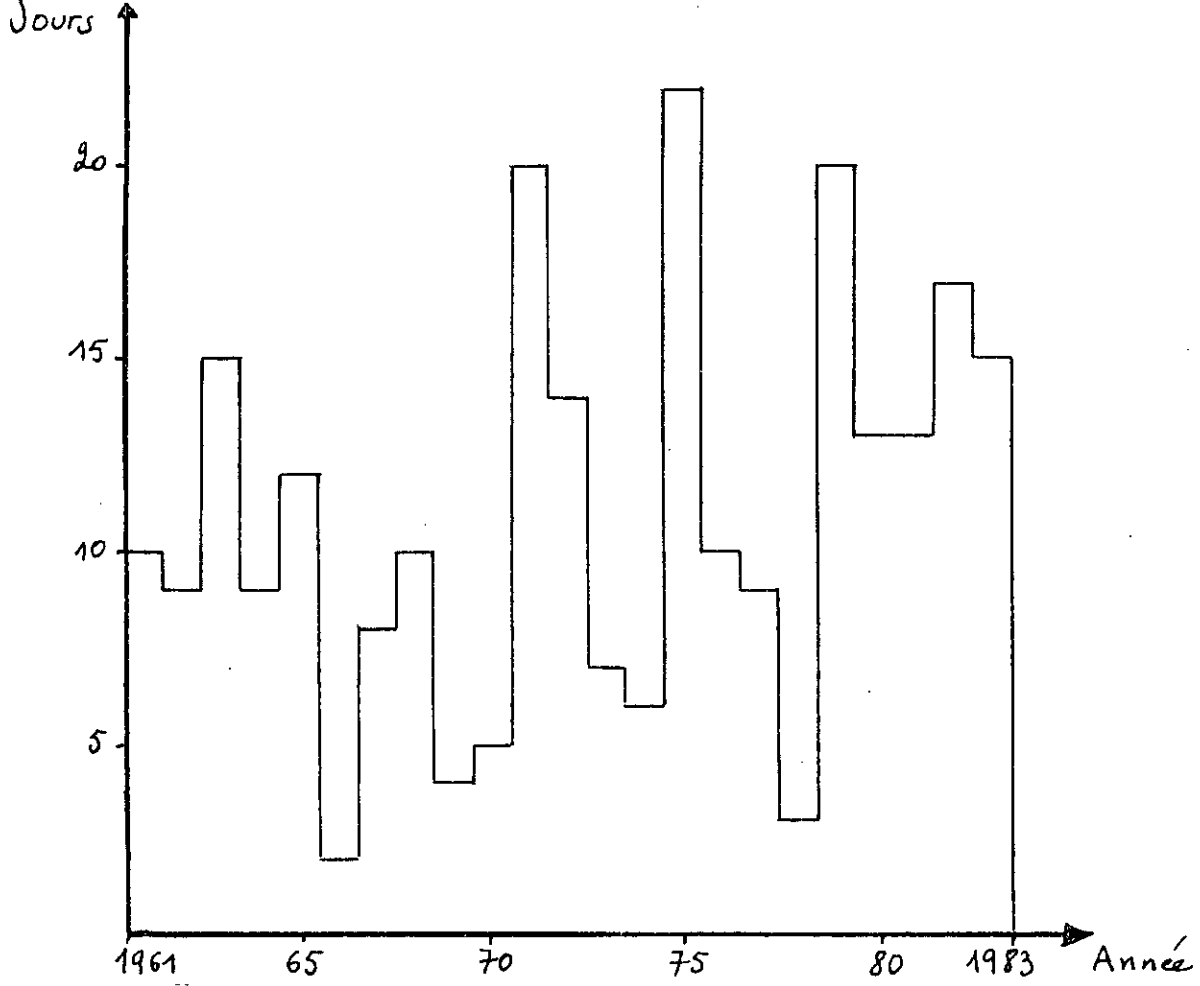


Figure II.11: Evolution annuelle du nombre de jours de sirocco à Dar El Beida, Alger [10].

plateaux. Ces reliefs sont assez élevés et quand le vent arrive vers les plaines littorales plus basses, il amorce un mouvement descendant important. L'air saharien se comprime adiabatiquement et se réchauffe et son humidité relative s'abaisse. On enregistre ainsi une sécheresse importante et des températures élevées par rapport à la normale. Toutes ces caractéristiques, en plus du mouvement descendant de l'air, traduisent une sensation très désagréable d'étouffement, de dessèchement et de nervosité chez les habitants.

5 - 3 - Sirocco et effet Foehn.

Le vent sirocco, malgré son orientation en direction de la mer, constitue un des cas les plus favorables à l'accumulation des polluants atmosphériques, particulièrement lorsque sa vitesse est faible. En effet, par ce type de temps, la stabilité des masses d'air, l'effet Foehn provoqué par le relief indiqué sur la figure II.12, empêchent la diffusion des polluants en les bloquant dans les basses couches provoquant une importante pollution. Le vent sirocco favorise donc non seulement la pollution particulaire, mais aussi la pollution gazeuse.

6 - Conclusion

D'après les études menées, sur les facteurs climatiques les plus favorables à l'accumulation des polluants dans la région d'Alger, il apparaît que la région est susceptible de subir une pollution atmosphérique importante.

Les prédispositions climatiques suggèrent l'existence de plusieurs formes de pollution:

- une pollution associée aux inversions thermiques
- une pollution par le transport
- une pollution par brise
- une pollution par phénomène photochimique.

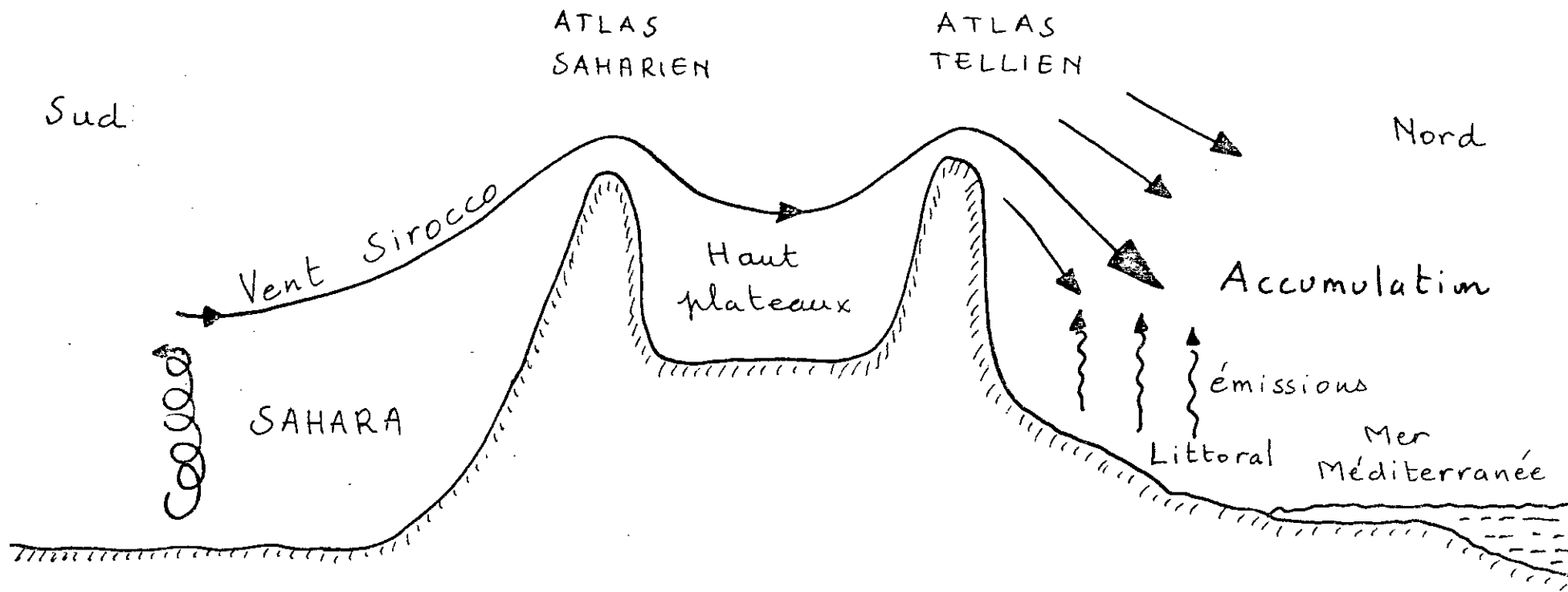


Figure II.12: Sirocco et effet Foehn [10].

Chapitre III

Les polluants atmosphériques gazeux

1 - Définition de la pollution atmosphérique.

On retiendra la définition donnée par la Convention de Genève en 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance. Elle y est définie comme suit:

"L'introduction dans l'atmosphère, par l'homme, directement ou indirectement de substances ou d'énergie ayant une action nocive de nature à mettre en danger la santé humaine, à endommager les ressources biologiques et les écosystèmes, à détériorer les biens matériels et à porter atteinte ou à nuire aux valeurs d'agrément et aux autres utilisations légitimes de l'environnement".

Une autre définition, beaucoup plus simple, qui donne une idée précise de la pollution atmosphérique au sens large, c'est la définition du conseil Européen formulée en 1964 comme suit:

" Toute substance solide, liquide ou gazeuse contenue dans l'atmosphère et qui ne fait pas partie de la composition normale de l'air ou présente en proportion anormale est considérée comme substance polluante".

2- Aspect historique

On peut avancer que la pollution atmosphérique a été identifiée ou reconnue comme telle par l'homme, il y a fort longtemps. L'exemple le plus classique est celui de l'utilisation du feu (surtout en milieu fermé), mais de manière générale on a surtout associé la pollution atmosphérique aux milieux urbanisés, aux exploitations industrielles ou à leurs influences combinées.

Un retour dans le passé nous permettra de juger de l'ancienneté, de l'origine du problème et de sa gravité. Nous citons, dans le tableau III.1, quelques événements historiques en pollution de l'air.

A cause du gêne occasionné par la pollution de l'air, particulièrement en milieu urbain, plusieurs dispositions ont été prises à son encontre. Ainsi, par exemple à Athènes, la pollution a été décrite comme une crise environnementale en 1982, et à maintes reprises l'accès des véhicules au centre ville a été limité selon le numéro des plaques d'immatriculation. A Singapour, on procède à l'expérimentation d'une taxation électronique des routes. Une réduction de 50% de la taxe est offerte aux véhicules circulant seulement après 19 heures et les week-ends.

A Stockholm, l'entrée au centre ville est autorisée sauf si la carte d'abonnement aux chemins de fer est exposée sur le pare brise, tandis qu'à Vienne, les voitures sont interdites au centre ville à certaines périodes.

Tableau III.1: Chronologie de certains événements d'importance en pollution atmosphériques.

400 Av. J.-C.	Hippocrate associe ville et pollution de l'air
61 Apr. J.-C.	Sénèque se plaint de la qualité de l'air à Rome
1273	Première loi anti-fumée à Londres
1285-1377	Tentative de réduction de la pollution à Londres.
1578	A Londres, interdiction de brûler du charbon lorsque le Parlement siège.
1661	Premier traité sur la pollution de l'air-Evelyn.
1750	La pollution de l'air à Londres est visible à 100 kms.
1810	Décret Impérial relatif à la protection du voisinage des entreprises industrielles de la pollution de l'air en France
1819	Règlement sur les fumées à Londres, aussi en 1843, 1853 et en 1856..
1872	Règlement anti-fumée à Montréal. Le terme "Acid Rain" est employé pour la première fois en Angleterre.
1873	Episode de pollution à Londres, 650 morts par la pollution en Décembre.
1880	Episode de pollution à Londres, 1176 morts par la pollution en Janvier.
1892	Episode de pollution à Londres, 779 morts.
1901	Règlement sur l'ensemble des cheminées à Montréal
1907	Règlement anti-pollution à Toronto.
1917	Wells étudie la hauteur des cheminées et la flottabilité des gaz.
1918	Parution de "The measurement of atmospheric pollution" par J.S. Owens.
1920	Mise au point des chlorofluorocarbones
1930	Première observation de pollution atmosphérique dans l'Arctique.
1930	Episode de pollution de la vallée de la Meuse.
1931	Première modélisation de la pollution urbaine par Lettau. Contrôle des émissions à Montréal.
1932	Modèle de diffusion de Sutton
1936	Modèle de diffusion de Bosanquet et Pearson.
1946	Episode de pollution à Yokohama, irritations respiratoires.
1947	Modèle de diffusion pour les sources élevées de Sutton.
1948	Episode de pollution à Donora.

- 1948 Installation d'un réseau de précipitations acides en Suède.
- 1950 Emission accidentelle de l'hydrogène sulfuré à Roza Rica (Mexique), 22 morts, 320 cas de maladies, 22.000 habitants touchés.
- 1952 Episode de pollution à Londres, 4.000 morts.
Extension du réseau de précipitations acides à toute la Scandinavie.
Emission de chlore à Walsum, Düsseldorf, 5 morts, 240 cas d'intoxication.
- 1953 Parution de "Micrometeorology" de Sutton.
Equation de Holland pour le calcul de la hauteur effective des cheminées.
- 1956 Adoption du British Clean Air Act.
Episode de pollution à Londres, 1.000 morts.
- 1958 Episode de pollution à New Orléans (USA) due à la stabilité atmosphérique.
Première loi visant la lutte contre la pollution atmosphérique adoptée au Canada (Ontario).
- 1960 Modélisation de la pollution de l'air par Pasquill, Gifford et Turner.
- 1961 Classification de la stabilité par Pasquill, Gifford et Sutton.
- 1962 Episode de pollution à Londres, 700 morts.
La question des pluies acides a été abordée pour la première fois par le représentant de la Suède à l'occasion d'une conférence des Nations Unies à Stockholm.
- 1963 Episode de pollution à New York, 200-400 morts.
- 1969 Détrie étudie les accidents de la pollution atmosphérique.
- 1971 Création d'Environnement Canada.
Adoption de la loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique au Canada
- 1972 Accident de Seveso en Italie. L'explosion d'une usine chimique a émis un nuage de vapeur d'un cocktail chimique contenant le trichlorophénol, le 2, 3, 7, 8 tetrachlorodibenzoparadioxine, 500 personnes empoisonnées.
Création du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement) pour la surveillance de l'environnement.
- 1974 Introduction de l'essence sans plomb.
- 1975 Etablissement de normes relatives aux émissions provenant des véhicules utilitaires légers au Canada.
- 1980 Mémoire d'entente Canada-USA sur la pollution atmosphérique

transfrontière.

Contribution de M. Benarie au traitement et l'analyse des données de la pollution atmosphérique par ordinateur.

- 1984 Accident du Bhopal en Inde le 3 Décembre 1984 où la fuite de produits chimiques la plus tragique de l'histoire, 2.000 morts, plusieurs dizaines de milliers de personnes intoxiquées.
- 1985 Signature d'un protocole international en vue d'une réduction des émissions d'anhydride sulfureux.
- 1986 Convention de Vienne sur la protection de la couche d'ozone.
- 1987 Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone.
- 1988 Conférence mondiale sur l'évolution de l'atmosphère tenue à Toronto.
Signature d'un protocole international relatif aux oxydes d'azote à Sofia en Décembre.
- 1990 Déclaration sur l'environnement à Dublin de la CEE en Juin.
- 1991 Signature du protocole de Genève pour la réduction des émissions de composés volatils (COV) de 30 % d'ici 1999.
- 1992 Conférence mondiale sur l'environnement à Rio Janeiro, Brésil.

3 - Sources de la pollution atmosphérique.

Avant l'apparition de l'homme, la pollution atmosphérique provenait uniquement des sources naturelles telles que les éruptions volcaniques, les météorites, l'érosion des sols, les mers et océans, les végétaux et les animaux.

Avec l'apparition de l'homme, d'autres sources de pollutions dites sources anthropogéniques ont pris progressivement naissance. Au début, il s'agissait essentiellement des produits résultant de la combustion des végétaux. La pollution anthropogène ne devint réellement importante qu'avec l'utilisation intensive du charbon comme combustible et comme source d'énergie. Actuellement les sources anthropogéniques, de loin les plus importantes que les sources naturelles, représentent essentiellement la combustion fossile, les rejets des diverses industries, l'incinération, le traitement de déchets et les transports.

Dans le tableau III.2, on énumère les principaux processus naturels engendrant des émissions et les substances essentielles dégagées, tandis que la figure III.1 montre l'importance relative des émissions naturelles et anthropogènes dans le monde.

Tableau III.2: Sources des principales substances naturelles émises dans l'atmosphère. [11]

Processus	Substances émises
- Processus microbiens (dégradation de matériel organique, réactions chimiques dans le sol et l'eau)	CO ₂ , CO, CH ₄ , N ₂ O, NO _x , NH ₃ , H ₂ S, Sorg
- Eruptions volcaniques	SO ₂ , H ₂ S, CO ₂ , CH ₄ poussières
- Eclairs	NO _x .
- Incendies de forêts et feux de brousse	NO _x , CO, HC, SO ₂ , Poussières
- Erosion	Poussières
- Météores et météorites	Poussières
- Emanations de plantes	Terpènes, isoprène, HC, CH ₄ , pollen
- Digestion et excréments d'animaux	CH ₄ , NH ₃
- Embruns marins	aérosols

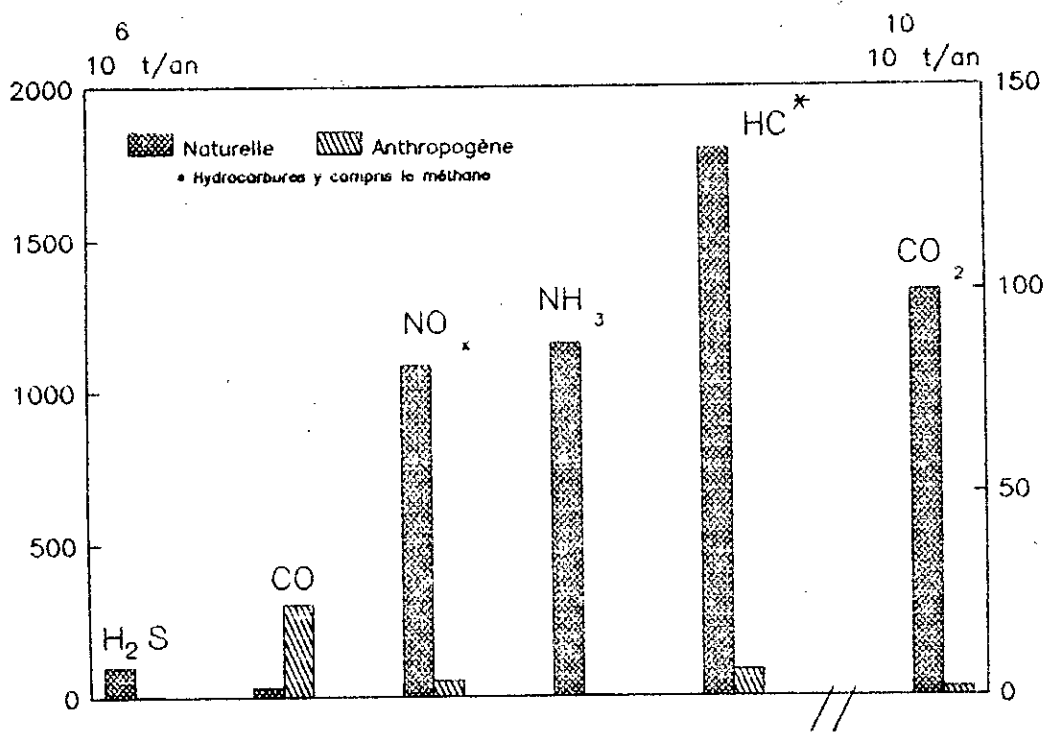


Figure III.1: Emissions globales de sources naturelles et anthropogènes dans le monde, d'après P.Urone [12].

4 - Emissions de polluants dans l'air

Par émission on entend les gaz, poussières et aérosols parvenant dans l'atmosphère. Ce terme englobe tant les substances libérées par des processus naturels que celles provenant d'activités humaines (sources anthropogènes). Les émissions anthropogènes sont dues principalement à l'utilisation de combustibles et carburants fossiles pour le chauffage et la circulation, ainsi qu'à divers processus industriels (figure III.2).

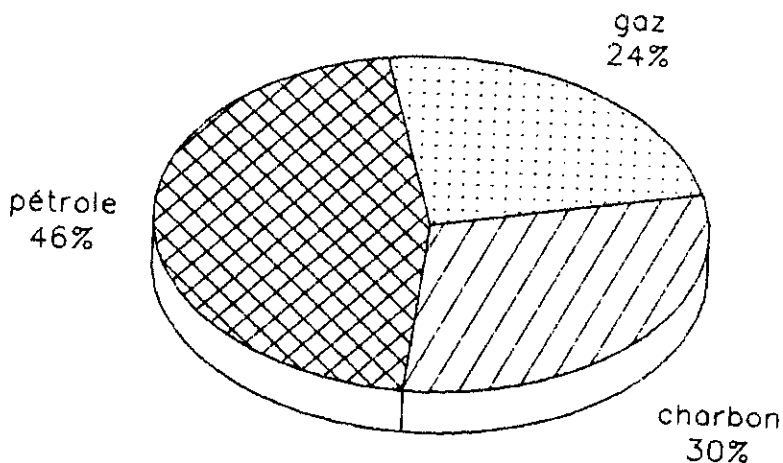


Figure III.2: Répartition de la consommation mondiale de combustibles fossiles en 1982 estimée à 11 TW [13]

Les émissions dues au trafic routier seront traitées dans un chapitre à part (chapitre V) vu leur importance en milieu urbain ainsi que l'objectif de la présente étude.

Une étude d'estimation des émissions futures, par simple extrapolation des données actuelles, montre que la population mondiale qui probablement doublera en 50 ans (entre 1975 et 2025) (Tableau III.3) nécessitera des besoins énergétiques énormes qui engendreront de plus fortes émissions dans l'atmosphère (figures III.3, 4).

Tableau III.3: Estimation de l'évolution de la démographie dans le monde [14]

Pays	Population en millions		
	1975	2000	2025
USA	214	254	282
WEC *	405	476	528
PAC +	128	154	164
USSR **	395	472	516
Chine	911	1248	1499
ROW ++	1923	3288	4375
Total	3976	5892	7364

* WEC: Europe de l'Ouest et le Canada

+ PAC: Japon, Australie, Nouvelle-Zélande

** USSR: Europe de l'Est et l'URSS (ex).

++ ROW: Reste du monde

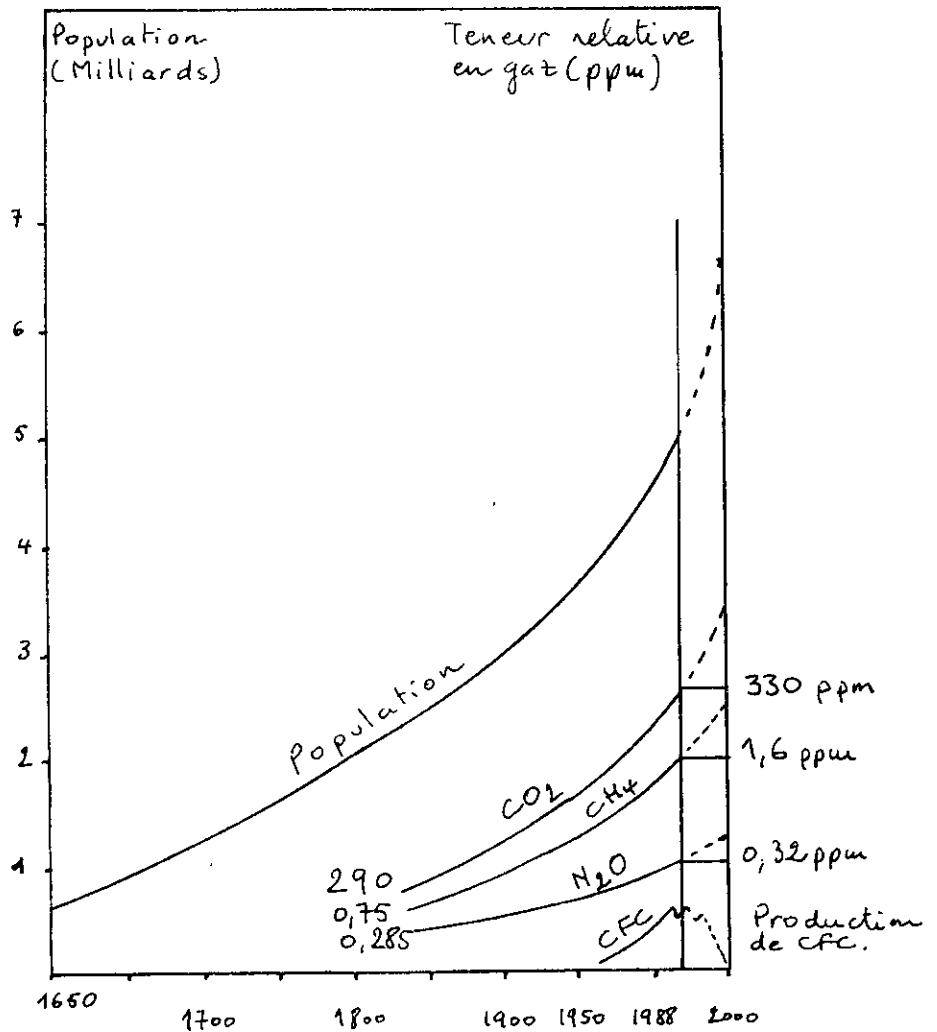


Figure III.3: Evolution de la population et des gaz à effet de serre, d'après A.Q.A. [7].

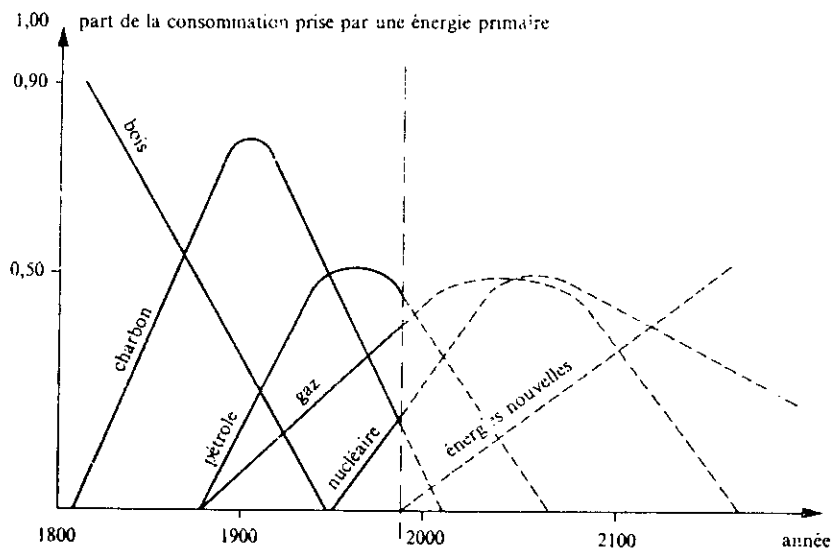


Figure III.4: Modèle d'épuisement des ressources énergétiques mondiales [13].

L'estimation des émissions de NO_x pour l'an 2025 (Tableau III.4) montre une nette croissance de ces derniers, ainsi que celle des CO, CO₂ et N₂O.

Tableau III.4: Estimation des émissions de NO_x par région et par année [14]

	1960	1975	2000	2025
Total (10 ¹² g de N)	10,3	17,3	30,3-31,4	45,5-47,4
Région (en %)				
USA	36	27	24-25	17-18
WEC*	16	13	11	8
PAC +	4	8	7	6
URSS **	26	26	21	15-16
Chine	5	7	12	16
ROW ++	14	19	24-25	36-38
Secteurs (en %)				
Utilitaire	34	31	36-37	36-38
Industriel	28	26	28-30	29-31
Ménager	4	5	3	3
Transport	34	38	29-33	28-32

Toutes les prévisions montrent que les pays en voie de développement rejeteront plus de polluants dans l'atmosphère que les pays industrialisés. Ces pays, grâce au développement technologique, arrivent à maîtriser l'utilisation optimale de l'énergie et des procédés d'anti-pollution (figure III.5).

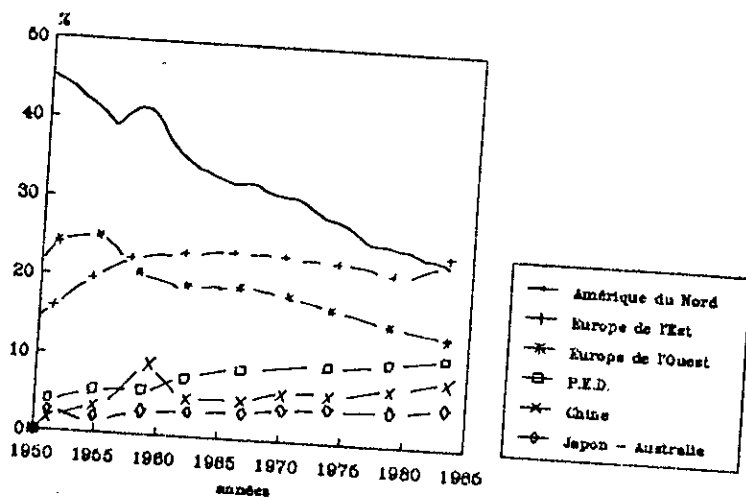


Figure III.5: Répartition des émissions de CO₂ [17]

Par ailleurs, les émissions annuelles de gaz carbonique par habitant pour quelques pays (Tableau III.5), montrent qu'un Américain rejette 36 fois plus de gaz à effet de serre qu'un Indien.

Tableau III.5 [7]: Emissions annuelles de gaz carbonique par habitant.

Citoyen	Emission en tonne/an
1 Américain	18
1 Soviétique	12
1 Français	7
1 Japonais	7
1 Indien	0,5

5 - Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre (SO_2) est un gaz incolore qui dégage une odeur irritante et qui produit une sensation désagréable à des concentrations supérieures à environ 3,5 ppm. On peut détecter sa présence par le goût âcre qu'il laisse dans la bouche à des concentrations variant entre 0,3 et 1,0 ppm environ. Il est très soluble dans l'eau où il y forme de l'acide sulfureux. Le dioxyde de soufre peut aussi réagir avec d'autres gaz de l'atmosphère pour former du trioxyde de soufre (SO_3), de l'acide sulfurique et des sulfates. Le trioxyde de soufre, qui peut aussi être émis en même temps que le SO_2 , se combine rapidement avec l'eau atmosphérique pour former l'acide sulfurique.

Le dioxyde de soufre est un polluant atmosphérique majeur aussi bien par ses effets directs que par sa participation au phénomène des pluies acides.

Les émissions annuelles globales de SO_2 sont estimées à 232 millions de tonnes, dont 212 millions sont d'origine anthropique [15]. Parmi les émissions anthropiques, la combustion des combustibles fossiles constitue la principale source de SO_2 (environ 90%) et le reste provenant d'activités industrielles reliées à la production des métaux non ferreux, du transport, de l'incinération et de divers autres procédés industriels.

La principale source naturelle d'émission du SO_2 est l'éruption volcanique qui est estimée à 20 millions de tonnes par an. A titre d'exemple, on donne sur le tableau III.6, les quantités de SO_2 émises par quelques volcans en activité dans le monde.

Les concentrations moyennes de SO_2 en milieu urbain varient passablement d'un milieu à un autre. Par exemple, on mesure entre 1979-1980 les moyennes quotidiennes suivantes [18]: 47 ppb à Sao Paolo, 85 ppb à Milan, 29 ppb à Londres, 25 ppb à Hong Kong, 19 ppb à Tokyo. Elle est de 7 ppb à un site résidentiel de banlieue à Christchurch (Nouvelle-Zélande), 3,7 ppb à Strasbourg en 1990 et de 11,6 ppb à Zurich en 1985. Il est à noter que la plus haute valeur horaire enregistrée à Londres lors de l'épisode de pollution de 1952 a été de 1340 ppb. La concentration aurait varié entre 500 ppb et 2000 ppb à Donora en Pennsylvanie (USA) lors de l'épisode de 1948 [2]. Les moyennes annuelles des retombées de soufre dans le monde sont données dans le tableau III.7.

Tableau III.6: Emissions de SO₂ par certains volcans dans le monde, d'après R. Haulet et P. Zettwoog [16, 17].

Volcans	Emissions de SO ₂	
	Dates	en t/j.
O-Shima (Japon)	1971	345
Asama (Japon)	1972	142
Santiaguito (Guatemala)	1973	420
San Cristobal (Nicaragua)	1973	360
Masaya (Nicaragua)	1973	180
Asama (Japon)	1974	787
Kilavea (Hawaï)	1975	280
Etna (Italie)	1975	3740

Tableau III.7: Moyennes annuelles des retombées de soufre sec et humide dans le monde [19].

Lieux	SO ₄ ²⁻ dans la pluie en mg S/l	Dépôt	Dépôt
		humide g S m ⁻² an ⁻¹	sec g S m ⁻² an ⁻¹
zones fortement industrialisées	- Amérique du Nord 3 - ?	0,1 - 3	?
	- Europe 3 - 20	2 - 4	3 - 15
zone Rurale	- Amérique du Nord 0,5 - 2	0,1 - 2	0,2 - 2,6
	- Europe 0,5 - 3	0,2 - 2	0,5 - 5,0
zone éloignée	- Atlantique du Nord 0,2 - 0,6	0,1 - 0,3	0,04 - 0,4
	- Autres océans 0,04	0,01 - 0,2	<0,1
	- Continents 0,1	0,01 - 0,5	0,4

1 - Effets du dioxyde de soufre.

Les teneurs naturelles de l'atmosphère en dioxyde de soufre, inférieures à 4 µg/m³ (4 ppb) semblent ne causer aucun dommage à l'environnement [20]. Des quantités

excessives de soufre peuvent avoir un effet néfaste sur l'homme et sur les végétaux, cependant les données montrent que les végétaux sont généralement plus sensibles à ce polluant que l'homme.

5 - 1 - 1 - Effets sur la végétation.

Les premiers effets visibles des dommages infligés par le SO₂ aux plantes, se situent au niveau du feuillage, des tiges et des bourgeons.

L'anhydride sulfureux pénètre dans les feuilles principalement par les stomates et il est toxique pour les processus métaboliques qui interviennent dans les cellules du mésophylle [21]. Une rapide accumulation de bisulfite et de sulfite entraîne des dommages aigus. Lorsque le produit d'oxydation, le sulfate, s'accumule au delà d'une valeur seuil que les cellules végétales ne peuvent plus tolérer, les dommages deviennent chroniques. On estime que le sulfate serait environ 30 fois moins toxique que le sulfite [22]. Les doses d'anhydride sulfureux appliquées pendant de courtes durées et provoquant des lésions aiguës à la végétation sont présentées au tableau III.8. Dans beaucoup de cas, ces doses de SO₂ représentaient les valeurs minimales qui entraînaient des lésions. Des doses plus élevées de SO₂, ou des périodes d'exposition plus longues, provoquaient généralement des effets plus graves.

Tableau III.8: Réactions des végétaux à différentes doses de SO₂

SO ₂ (ppm)	Temps d'exposition en heures	Réaction des plantes	Références
A - Réactions aux faibles doses			
0,03	1	Lésions chez le pin blanc sensible	23
0,025	6	Lésions chez le pin blanc sensible	24
0,05 - 0,12	4 - 8	Lésions chez l'arachide	25
B - Réactions aux doses moyennes			
0,25	1	Lésions chez le bégonia	26
0,35	3	Lésions chez le tremble	27
0,54	3	Lésions chez le cormier	28
0,66	1	Lésions chez le sarrasin	29
0,95	1	Lésions au feuillage d'arbres forestiers	30

C - Réactions aux doses élevées

2,0	2	Lésions chez 10 des 87 espèces du désert aux U.S.A	31
2,0	4	Lésions chez 10 espèces de mauvaises herbes	32

5 - 1 - 1 - 1 - Effets du SO₂ agissant en combinaison avec d'autres polluants atmosphériques.

Il est très rare que la vie végétale soit exposée à seulement un polluant atmosphérique. L'ensemble des émissions provenant d'une source industrielle donnée ne comprend souvent qu'un seul polluant majeur, mais il peut y avoir présence d'autres polluants issus de sources différentes. Il est donc important de connaître les teneurs de l'atmosphère en divers polluants phytotoxiques ainsi que les effets dûs aux mélanges gazeux sur la vie des plantes.

Des recherches environnementales ont été effectuées pour évaluer les effets des diverses combinaisons de SO₂ et d'ozone, de SO₂ et de dioxyde d'azote, ainsi que de SO₂ et d'acide fluorhydrique sur les plantes. Les divers résultats obtenus ont été considérés comme étant cumulatifs (l'effet total est égal à la somme des effets de chaque polluant individuel), ou synergistes (l'effet total est supérieur à la somme des effets individuels), ou antagonistes (l'effet total est inférieur à la somme des effets individuels). De très faibles teneurs en SO₂ pendant des périodes de quelques heures provoquaient des lésions foliaires chez les plantes sensibles lorsque le SO₂ était accompagné d'un autre polluant, alors que la même teneur en SO₂ seul n'était pas toxique ou ne causait que des lésions mineurs. Certaines combinaisons de polluants en faible dose, qui entraînaient des effets synergistes chez les plantes exposées pendant un court intervalle de temps, apparaissent au tableau III.9. Ces expériences montrent qu'une faible teneur en SO₂ (0,1 ppm), en présence soit de l'ozone ou de dioxyde d'azote, pendant une période de quatre heures, peut causer des dommages chez une grande variété de plantes. Le dépérissement des forêts que l'on observe depuis plusieurs années en Europe et en Amérique du Nord est associé aux précipitations acides et à d'autres formes de polluants atmosphériques.

5 - 1 - 2 - Effets sur l'homme.

L'exposition au SO₂ provoque la stimulation des récepteurs irritants dans le nez, le nasopharynx et, si les gaz les atteignent, les bronches, avec comme effets la constriction nasale et bronchique, ainsi qu'une plus grande sécrétion du mucus. Ces réactions de réflexe permettent au gaz de se localiser dans les voies respiratoires supérieures et particulièrement dans le nez où il est absorbé. La plus grande sécrétion de mucus facilite l'absorption du gaz très soluble, ce qui atténue ses effets irritants.

Les études avec les animaux montrent que dans le cas d'exposition à des teneurs de 20 ppm ou plus, 80 à 90 % du SO₂ inhalé sont absorbés dans le nez. Lorsque celui-ci est traversé, ces teneurs atteignent la trachée et les bronches souches. Si les teneurs sont faibles, par exemple 1 ppm ou moins, la stimulation des récepteurs dans la voie respiratoire supérieure est moindre et un pourcentage important du gaz inhalé atteint les bronches où les récepteurs sont stimulés, avec réflexe de constriction bronchique. Ce phénomène empêche le gaz de progresser plus en avant dans les voies respiratoires.

Tableau III.9: Combinaison de polluants ayant une action synergiste sur les plantes.

Polluants (ppm)	Temps (h) d'exposition	Plantes endommagées	Références
SO ₂ 0,02 - 0,03	4 - 5	Arachide	33
O ₃ 0,008 - 0,01			
SO ₂ 0,025	6	Pin blanc	34
O ₃ 0,05			
SO ₂ 0,10	4	Tabac	35
O ₃ 0,03			
SO ₂ 0,10	4	Plantes d'horticulture	35,36
O ₃ 0,10			
SO ₂ 0,10	4	Plantes d'horticulture	35,36
NO ₂ 0,10			
SO ₂ 0,20	3	Tremble	37
O ₃ 0,05			
SO ₂ 0,24	2	Tabac	38
O ₃ 0,027			

5 - 1 - 2 - 1 - Etudes cliniques

Certaines études cliniques [39 - 41] n'ont observé aucun effet net chez des sujets en bonne santé, exposés pendant de courtes périodes à des teneurs en SO₂ de moins de 1 ppm. A des teneurs supérieures à 1 ppm, on signale les effets suivants: augmentation de la fréquence respiratoire, résistance à la circulation de l'air dans le nez et dans les voies aériennes, diminution du volume courant et du volume expiratoire maximal, ainsi que la circulation nasale mucociliaire. A des teneurs beaucoup plus élevées (> 5,38 ppm), on a signalé une augmentation de la clairance trachéo-bronchique (rapport entre la concentration présente et celle éliminée).

Des différentes études cliniques effectuées, on peut tirer les conclusions suivantes:

a - Il n'existe que des preuves limitées et non confirmées, voulant que des effets mineurs et temporaires se manifestent chez les individus en bonne santé se livrant à des exercices, à des teneurs en SO₂ inférieures à 1 ppm [42].

b - L'absorption de SO₂ lors de la respiration naturelle peut faire apparaître chez certains asthmatiques des symptômes et une plus grande résistance au niveau des voies aériennes, à des teneurs assez faibles de 0,4 ppm, pendant des exercices relativement intenses [43].

c - Les effets de l'exposition au SO₂ sur la santé semblent plus intenses par exposition combinée avec la vapeur d'eau, des aérosols, d'acide sulfurique, ou avec de la poussière inerte [44].

L'exposition simultanée à l'ozone a exacerbé les effets du SO₂ sur la fonction pulmonaire, cependant, les résultats ne démontrent pas clairement l'apparition d'effets synergistes après une exposition à des mélanges de SO₂, O₃ et NO₂ [39].

L'adsorption du gaz sur les particules de petites dimensions aggrave son action nocive sur les voies respiratoires. Ainsi, l'administration de 5 mg de SO₂ adsorbé sur 10 mg de particules de NaCl à 0,04 M dans 1 m³ d'air, possède une action équivalente à celle de 180 mg de SO₂ (63ppm) inhalé seul [45].

5 - 1 - 2 - 2 - Etudes épidémiologiques.

La plupart des études montrent qu'il existe une relation entre les zones très polluées et le taux de mortalité attribuable à toutes les causes combinées, ainsi que le taux de mortalité dû aux maladies respiratoires. Cependant, il est pratiquement impossible d'obtenir une fonction dose-relation à partir de ces études, en raison du grand nombre d'autres variables qui interviennent et du manque de données précises sur l'exposition.

L'augmentation du taux quotidien de mortalité lors d'épisodes de pollution intense de l'air a été mentionnée dans le présent chapitre au § 2, comme dans la vallée de la Meuse en 1930, à Donora en 1948 et à Londres en 1952.

Les personnes souffrant de maladies cardio-respiratoires ont été touchées les premières. Les conditions météorologiques défavorables ont provoqué la stagnation et l'accumulation de polluants, qui dans des conditions normales auraient été dispersés. Les teneurs atmosphériques en SO₂ étaient très élevées, soit 1,3 ppm pour 48 heures, avec une teneur en particules en suspension assez importante. Comme les teneurs en divers polluants étaient toutes élevées, probablement à cause de la stagnation, aucun polluant unique n'a pu être incriminé comme étant le seul responsable des effets observés.

Certaines études montrent que des cas moins graves de pollution de l'air peuvent augmenter le taux de mortalité (Tableau III.10). La relation entre la pollution de l'air et la mortalité est extrêmement complexe et elle dépend de plusieurs autres facteurs, comme les températures extrêmes, les épidémies de grippe, la saison de l'année, etc.

Le SO₂ n'est qu'une variable-indice pour d'autres variables non mesurées et non une cause comme telle des effets sur la santé humaine présentée au tableau III.10. Bien que le polluant SO₂ est le mieux et le plus étudié des polluants, il s'avère que d'autres recherches sont encore nécessaires afin d'établir la relation dose-effet.

Tableau III.10: Effet du SO₂ sur l'homme

SO ₂ (ppm) moy de 24h	Particules (µg/m ³)	Méthode d'investigation	Résultats	Références
0,42	2000	-	Augmentation de la mortalité	46
0,12	600	Examen de la mortalité quotidienne à Londres pendant l'hiver 1958-1959	Augmentation du nombre total de mortalités quotidiennes au-dessus de la moyenne fluctuante pour 15 jours.	47
0,15	600	Examen de la mortalité quotidienne à Londres pendant l'hiver 1959-1960	Augmentation du nombre total de mortalités quotidiennes au-dessus de la moyenne fluctuante pour 15 jours	48
0,19	-	Examen des variations quotidiennes non épisodiques à New York	Augmentation de la mortalité résiduelle	49 50
0,065	-	Analyse sérielle temporelle de la mortalité quotidienne à New York entre 1963-1972	Pourcentage de décès excédentaires attribuables à la pollution de l'air non liée aux teneurs en SO ₂	51 52
0,025	-	Analyse sérielle temporelle de la mortalité quotidienne dans 3 secteurs à Pittsburgh entre 1972-1977	Aucun lien entre SO ₂ et le taux de mortalité	53

6 - Oxydes d'azote (NO_x)

Sous le terme d'oxydes d'azote, on regroupe le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂), mais ce terme peut comprendre d'autres formes: N₂O, N₂O₃, N₂O₄, seuls le NO, le NO₂ et le N₂O existent dans l'atmosphère en quantité appréciable avec une

abondance relative du N_2O . Ce dernier participe aux réactions photochimiques dans la stratosphère mais, comme on ne lui connaît aucun effet néfaste sur la santé, on ne le considère pas comme un polluant au même titre que le NO et le NO_2 . Le NO et le NO_2 sont produits tous deux par la combustion, mais NO prédomine, car sa formation est favorisée à de hautes températures. Le NO est un gaz inodore, incolore et sans goût. Les sources naturelles (Tab. III.2) sont principalement l'action microbienne dans le sol et les éclairs. Les émissions annuelles seraient de l'ordre de quelques centaines de millions de tonnes, bien que ce chiffre puisse varier selon les auteurs (Tableau III.11).

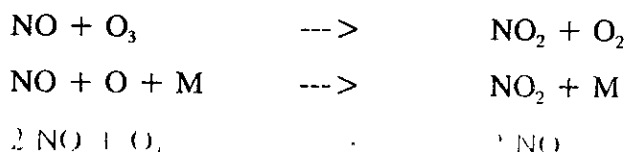
Tableau III.11: Sources de NO_x dans la troposphère [54]

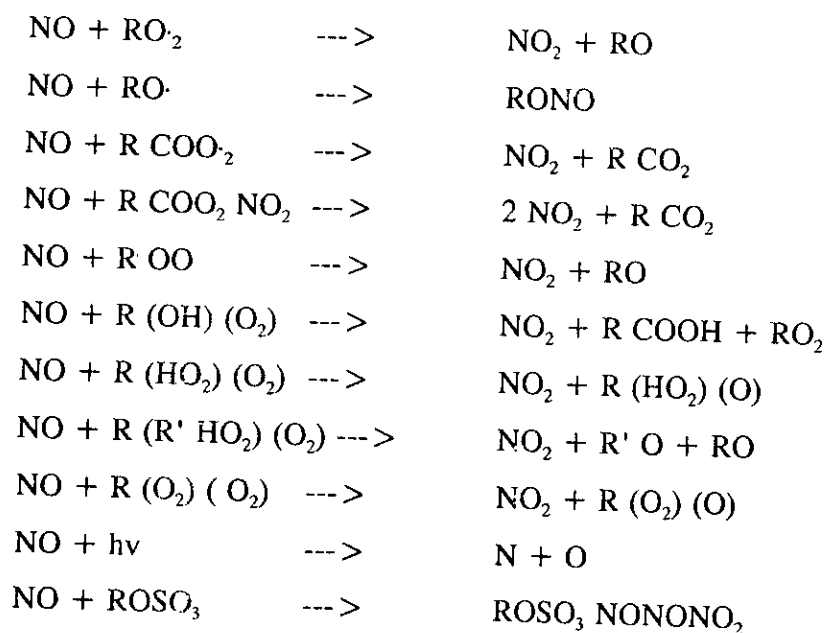
Sources	Contribution en %
Combustion de carburant fossile	35
Combustion de biomasse	28
Emission des sols	14
Décharge des éclairs	13
Oxydation de NH_3	8
Vols d'avions	2

Une fois relâché dans l'atmosphère, le NO est oxydé par l'ozone et l'oxygène pour former, par réaction photochimique le NO_2 . Le NO et le NO_2 subissent dans la troposphère diverses réactions chimiques de nature radicalaires où des radicaux comme $OH\cdot$, $HO_2\cdot$ et d'autres, donnent naissance à de nouveaux polluants qui ne sont pas directement émis. Le tableau III.12 donne un résumé succinct des diverses réactions caractéristiques des NO_x .

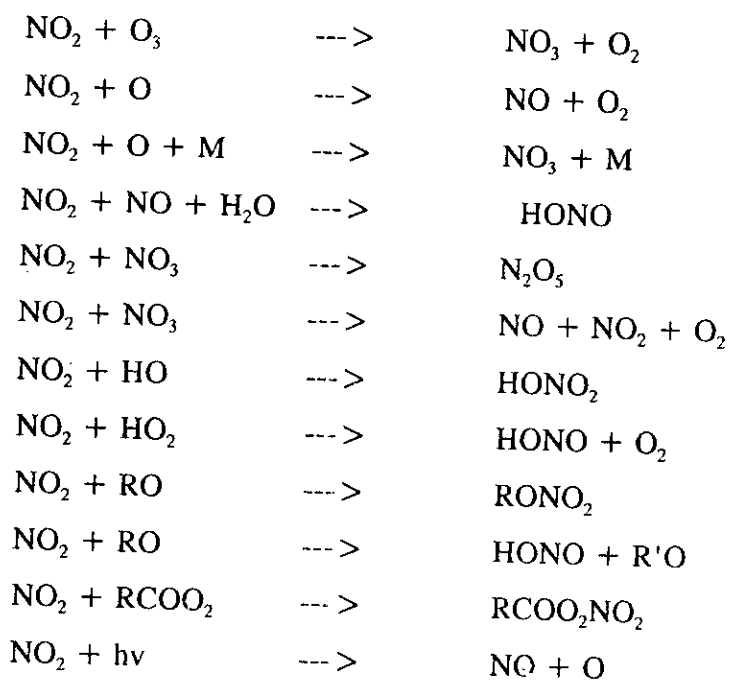
Tableau III.12: Réactions atmosphériques caractéristiques des NO_x [55, 56]

1 - Réactions initiées par NO

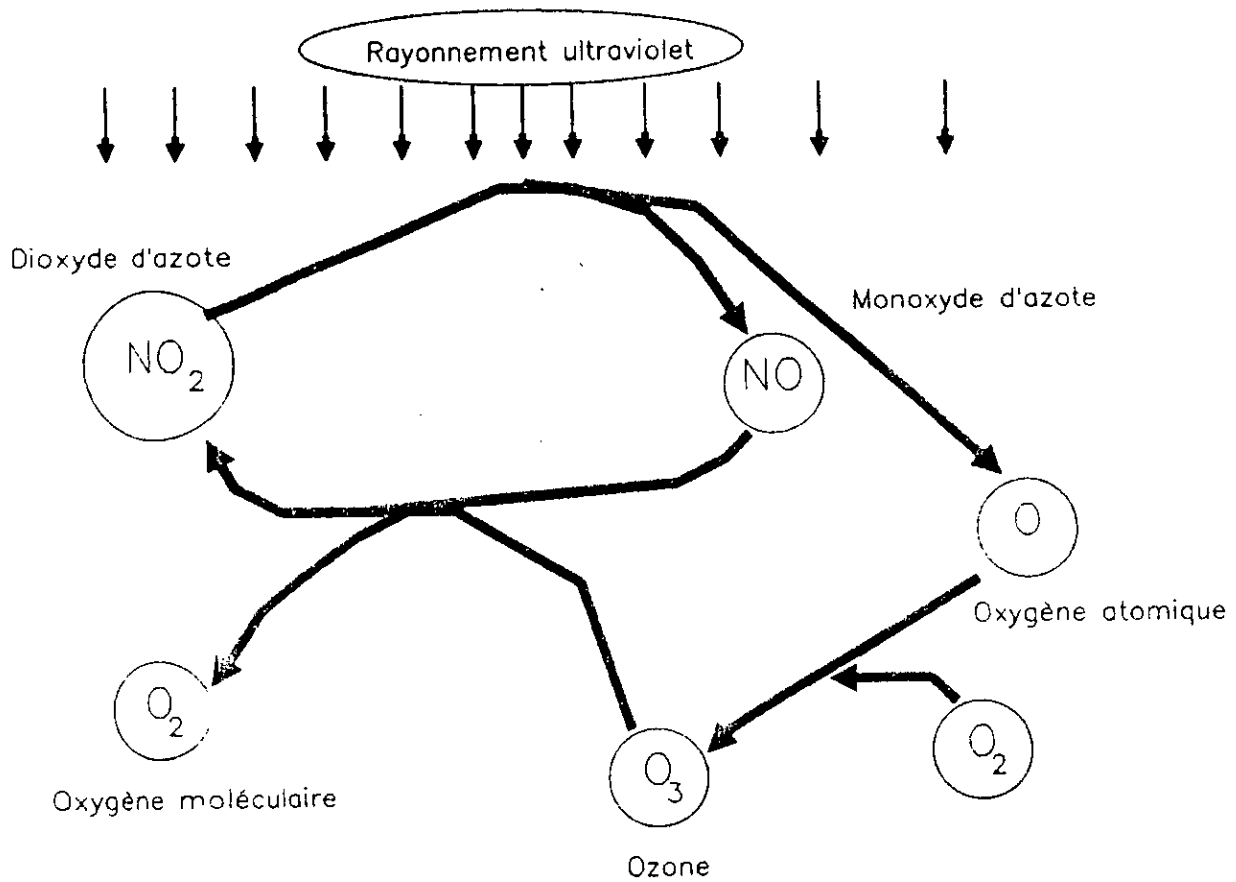




2 - Réactions initiées par NO_2

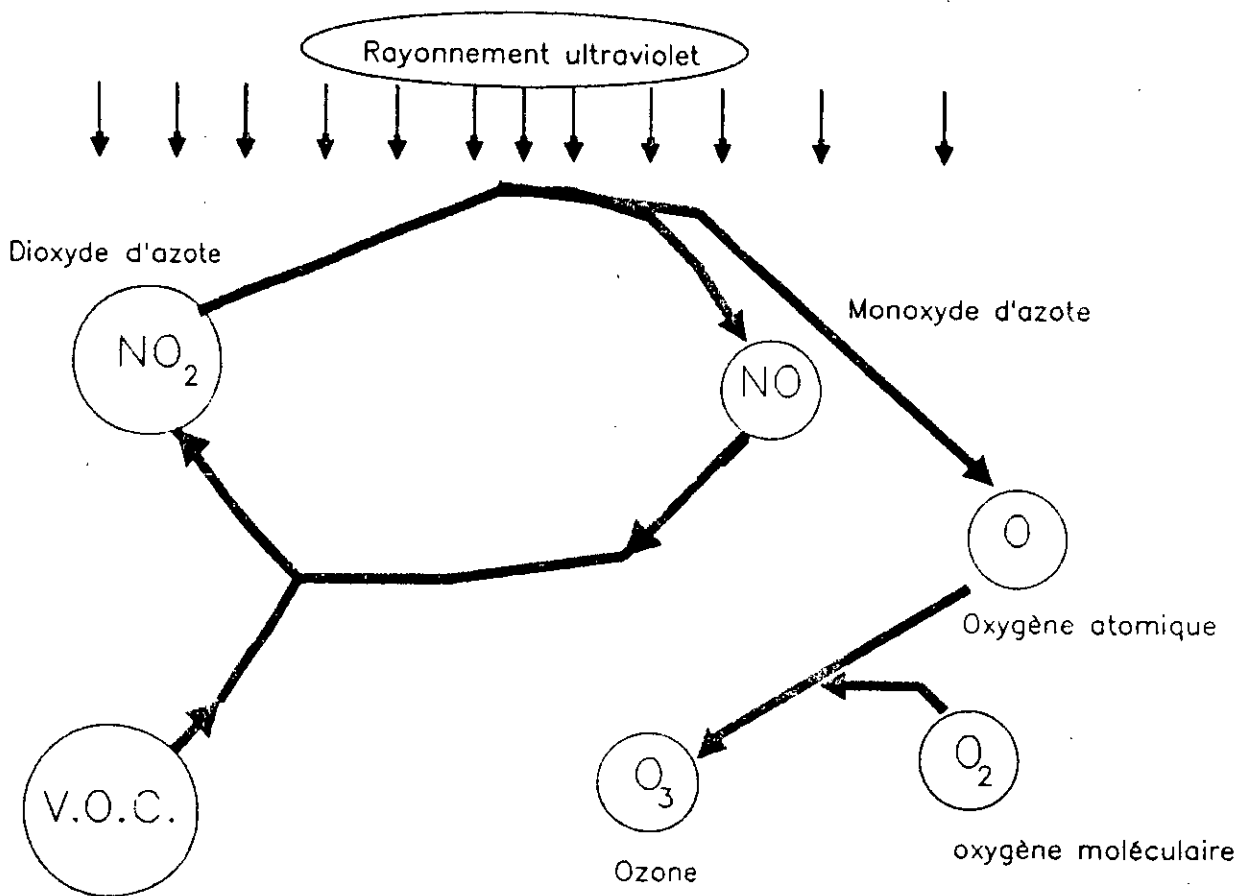


Le NO_2 est un gaz corrosif de couleur brunâtre dont l'odeur est irritante. La fumée jaune-brunâtre que l'on aperçoit souvent au-dessus des villes d'importance par temps calme et ensoleillé est en grande partie due au NO_2 et aux aérosols qu'il génère. Ce gaz absorbe fortement les rayonnements ultra-violet et il se décompose en NO et en oxygène atomique qui, à son tour réagit avec l'oxygène moléculaire pour former l'ozone (figure III.6a, b). Ainsi, sans la présence d'autres polluants susceptibles d'intervenir dans ces réactions, un équilibre s'établit dont dépend la concentration d'ozone. Les oxydes d'azote prennent aussi



L'ozone que l'on trouve dans la troposphère n'est pas émis directement sous cette forme, mais résulte d'une série de réactions complexes des oxydes d'azote et des composés organiques volatils. Les réactions sont régies par l'énergie du rayonnement ultra-violet du soleil. En l'absence de pollution, l'ozone est produit et utilisé dans une réaction cyclique où sont présents des oxydes d'azote naturels, d'où des concentrations d'ozone assez constantes dans toute l'atmosphère.

Figure III.6a: Formation d'ozone dans une atmosphère non polluée



L'air pollué, qui contient des concentrations élevées d'oxydes d'azote et de composés organiques volatils, voit l'équilibre naturel entre les oxydes d'azote naturels et l'ozone rompu. Les composés organiques volatils (COV) réagissent plus rapidement avec l'oxyde nitrique que l'ozone, les concentrations d'ozone augmentent. Ce phénomène se produit surtout dans la partie inférieure de la troposphère jusqu'à 1,5 - 2 kms, d'où le terme d'ozone troposphérique.

Figure III.6b: Formation d'ozone dans une atmosphère polluée [57]

une part importante dans le phénomène des précipitations acides par la formation d'acide nitrique et de nitrates (figure III.7).

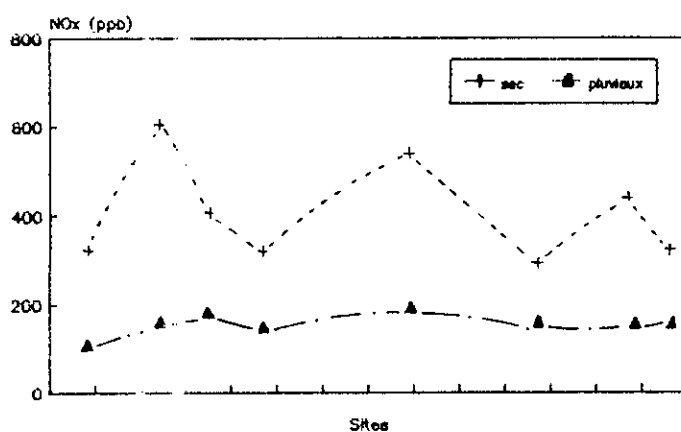


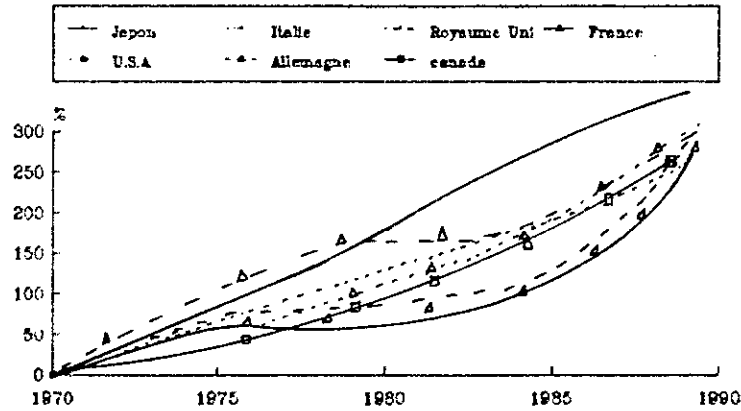
Figure III.7: Lessivage des NO_x par la pluie, d'après M.Luria et al.[58].

La pluie a un effet épurateur sur les polluants de l'air. Au niveau mondial, on croit que les émissions de NO_x d'origine anthropique iront en augmentant compte tenu de l'accroissement des besoins en énergie. Cependant, le transport reste la principale source d'émission de NO_x, représentant plus de 60% des émissions dans la plupart des pays (Tableau III.13). Si les émissions par véhicule ont diminué, grâce au développement technologique et à l'installation de dispositifs anti-pollution (pots catalytiques), on constate par ailleurs, une augmentation du nombre de véhicules en circulation et du trafic routier (figure III.8).

Tableau III.13: Emission de NO_x par le transport

Pays	% du total émis
<u>Canada, 1980 [59]</u>	
Production d'électricité	13,2
Brûlage de combustible fossile	19,6
Transport	61,4
Autres industries	4,9
<u>Suisse, 1984 [60]</u>	
Industries et agriculture	22
Ménages	4
Transport	74

Trafic routier



Parc roulant

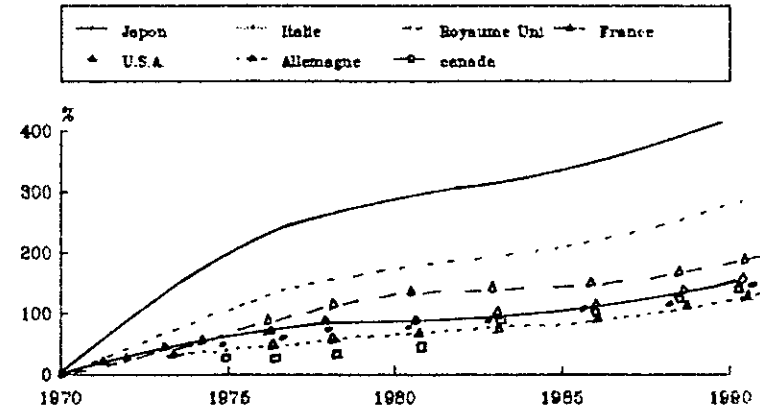


Figure III.8: Evolution du transport routier dans certains pays dans le monde, d'après l'OCDE, 1991 [63].

France, 1988 [61, 62

Industrie et autres	30
Transport	70

En 1950, il y avait 53 millions de voitures sur les routes dans le monde dont les 3/4 aux USA. Quarante ans plus tard, le parc automobile a dépassé les 400 millions de voitures, soit un accroissement d'environ 9 millions de voitures par an [64], ce qui laisse supposer des émissions croissantes de COV.

Les émissions de NO de sources naturelles sont estimées à 180 millions de tonnes d'azote par an, tandis que les émissions anthropogéniques sont de l'ordre de 75 millions de tonnes d'azote par an.

Les concentrations naturelles d'oxydes d'azote sont faibles, de l'ordre du ppb ou du dixième de ppb [15]. En milieu urbain, les concentrations de NO dépendent de la proximité des sources et selon les conditions de dispersion: vent, pluie, topographie, ..., et sont par conséquent très variables. En moyenne annuelle, elles peuvent être de l'ordre de 30 - 40 ppb en NO₂; sur une base quotidienne, elles peuvent atteindre 200 ppb au maximum alors que sur une base horaire on a déjà mesuré des valeurs de plus de 400 ppb. Les figures III.9, 10 montrent les concentrations de NO_x à Roubaix (France) et à Londres. La figure III.11 illustre la formation d'ozone à la suite de celle du NO₂.

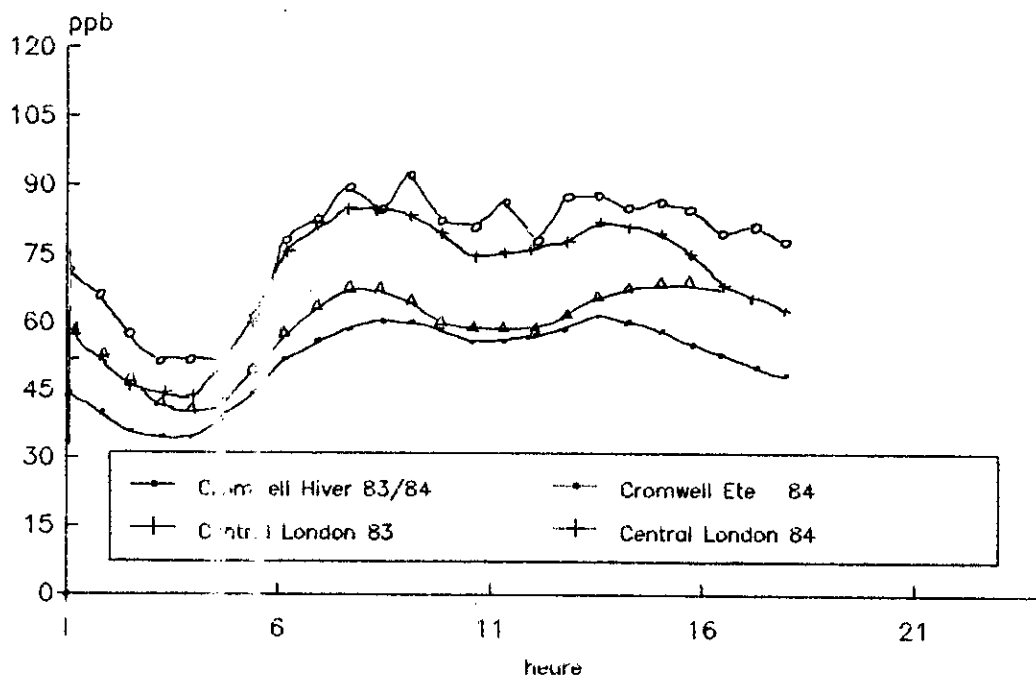


Figure III.9: Variation diurne de NO₂ à Londres, d'après Williams M.L.[65]

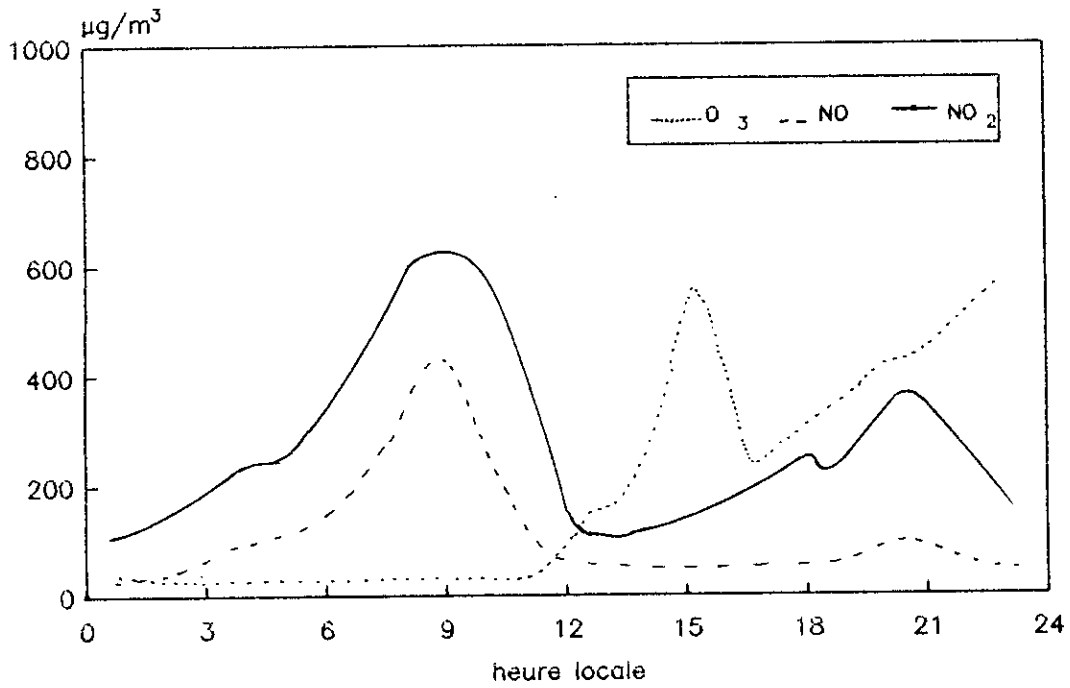


Figure III.10: Evolution des teneurs de NO, NO₂, O₃ à Roubaix [66]

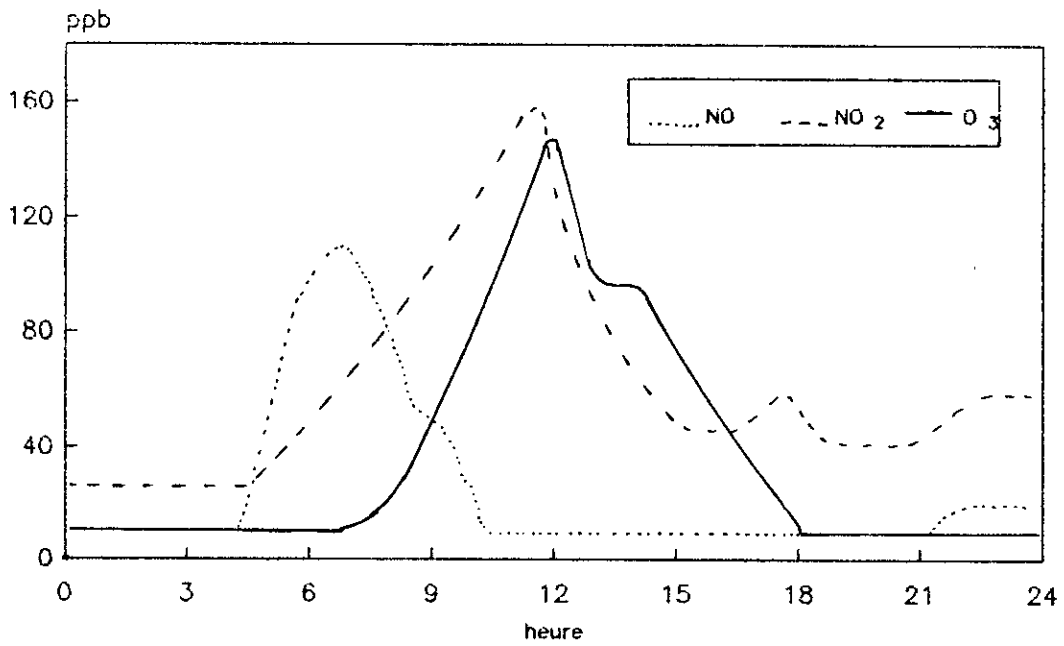


Figure III.11: Variations diurnes types de NO₂, NO, O₃ à Los Angeles, d'après Urone P. [12]

6 - 1 - Effets du dioxyde d'azote

Parmi les oxydes d'azote, celui dont on se préoccupe le plus est le dioxyde d'azote (NO_2) qu'est un gaz corrosif et un puissant précurseur de photooxydants. On rappelle que le monoxyde d'azote (NO) est le sous produit principal de la combustion alors que le dioxyde d'azote est un sous-produit mineur. Mais cependant on ne connaît aucun effet néfaste sur la santé du monoxyde d'azote, par contre le dioxyde d'azote (NO_2) présente des effets toxiques qu'on citera plus loin. Sous certaines conditions météorologiques favorables (ensoleillement, stabilité, température, ...), le NO émis par les différentes sources s'oxyde pour former le NO_2 .

6 - 1 - 1 - Effets sur l'homme

Les études cliniques sur les humains révèlent la perception d'odeurs et une réduction de la faculté d'adaptation à l'obscurité à des teneurs comprises entre 100 et 200 ppb pendant quelques minutes [67,68]. Elles montrent aussi que le NO_2 agit comme l'ozone, il attaque les bronchioles des poumons, stimule la production de substances inflammatoires et augmente la susceptibilité des animaux à des infections respiratoires [69,71]. Certaines études n'ont pas trouvé d'effets néfastes à des concentrations allant de 500 à 4000 ppb chez des sujets asthmatiques ou en santé [72,73]. D'autres chercheurs pensent que les effets sur la fonction pulmonaire se manifestent à des concentrations aussi faibles que 100 ppb notamment chez les asthmatiques [74,75]. Une étude sur les bronchioles humaines (cellules épithéliales) a montré que pour une exposition à des concentrations de 400 ppb (niveau de pollution rencontré parfois en milieu urbain), peut atteindre la fonction cellulaire et le tissu sera, théoriquement, plus susceptible aux infections [76].

Les études épidémiologiques montrent que les enfants, exposés de manière habituelle à des concentrations de 100 ppb de NO_2 , ont des problèmes respiratoires [77, 79]. Selon une étude américaine, aucun effet n'a été observé chez une population exposée à une concentration de 50 ppb [79].

En 1977, l'C.M.S. [80] concluait que les enfants étaient particulièrement susceptibles de souffrir de problèmes pulmonaires lorsqu'ils étaient exposés à un air pollué contenant du SO_2 , des particules, des oxydes d'azote et de l'ozone, mais qu'il était difficile de savoir si ces problèmes pouvaient être attribués aux oxydes d'azote en particulier ou à l'ensemble des polluants.

6 - 1 - 2 - Effets sur les animaux

Les études sur les animaux indiquent que l'exposition pendant quatre heures au dioxyde d'azote à une concentration d'environ 500 ppb réduit la résistance des sujets aux infections bactérienne et vitales [81]. Il se produit également une altération de la fonction pulmonaire et des paramètres morphologiques et biochimiques [82 - 84].

6 - 1 - 3 - Effets sur la végétation

Selon Linzon [5], le NO_2 est le seul des oxydes d'azote susceptible d'endommager la végétation aux concentrations rencontrées en air ambiant (aucun effet visible à 25 ppm de NO).

Les symptômes de l'action du NO_2 sur les plantes sont les mêmes que ceux du SO_2 , mais des concentrations élevées sont nécessaires pour causer des dommages aigus; il faut ainsi 10 fois plus de NO_2 que d'ozone pour produire des effets similaires. De faibles

concentrations de NO_2 peuvent produire une augmentation de la quantité de chlorophylle mais des expositions prolongées peuvent provoquer un vieillissement prématuré [86].

Linzon a pu observer des orangers, exposés à 500 ppb de NO_2 sur une période de 35 jours, subir une décoloration (chlorose) et une défoliation sévère; des tomates exposées durant leur saison de croissance, à une concentration de 250 ppb, voyaient leurs feuilles jaunir et tomber prématurément et a noté une baisse de productivité de 22%. Selon d'autres chercheurs [87, 88], le NO_2 provoque l'arrêt de la croissance des végétaux.

7 - Ozone de la basse atmosphère

L'Ozone se forme à la suite de la formation de NO_2 (figure III.11), c'est ce qui nous oblige de l'introduire dans ce qui suit bien qu'il ne fasse pas partie de notre étude expérimentale.

L'Ozone est un gaz incolore, plus lourd que l'air de densité 1,658 et formé de trois atomes d'oxygène. On peut, sans risquer de se tromper, le qualifier d' "Agent Double". En effet autant sa présence dans la stratosphère est nécessaire et vitale, autant, près du sol, elle est superflue et invisible. Dans la basse troposphère, c'est un polluant et dans la stratosphère, c'est un constituant naturel de l'air. C'est l'oxydant le plus abondant et le plus répandu dans l'atmosphère. Compte tenu de notre objectif initial, on ne peut ici présenter que quelques aspects reliés à la formation et au cycle de vie de l'Ozone dans les smogs photochimiques. De nombreuses recherches sont en cours dans ce domaine d'une immense complexité et qui demande de très larges connaissances en chimie atmosphérique. A ce titre indicatif, on cite Carlier et Mouvier [89], Toupance [90], Dechaux [91], Seinfeld [92].

Dans la stratosphère, l'ozone se forme à des altitudes de l'ordre de 30 Kms, là où le rayonnement ultraviolet du soleil de longueur d'onde inférieure à 242 nm dissocie l'oxygène moléculaire en oxygène atomique, celui-ci se recombine rapidement avec O_2 pour former O_3 . Par suite, cet ozone absorbe fortement le rayonnement solaire compris entre 240 nm et 320 nm (bande des rayons U.V) et protège ainsi la vie sur terre de ce rayonnement nocif.

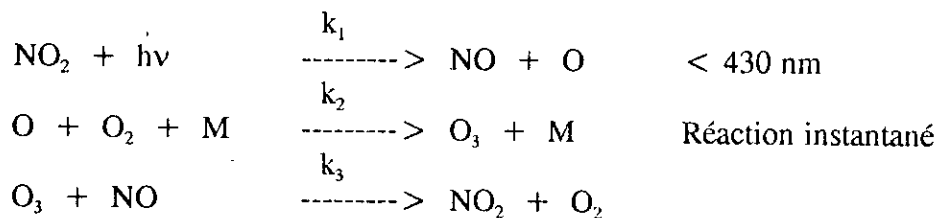
Les controverses actuelles quant à sa disparition [93 - 99] en Antarctique et même en Arctique, où l'on parle de trou d'ozone, font entrevoir le danger encouru par une réduction de sa concentration en altitude.

On notera que, dans certaines conditions météorologiques propices, il peut arriver que l'ozone stratosphérique fasse une intrusion dans la stratosphère moyenne, peut-être même jusqu'au sol, et y cause des concentrations très élevées. On a déjà mesuré des valeurs de plus de 180 ppb à des altitudes de 5 à 6 Kms [91], mais ces intrusions ne dépassent pas les 100 ppb au niveau du sol.

Dans la basse troposphère, à part les intrusions dont on vient de parler, il n'y a pas d'émission primaire; tout l'ozone que l'on y rencontre est formé par des réactions photochimiques complexes qui se produisent entre les polluants, appelés précurseurs, d'origine naturelle (terpènes, isoprène, CO, NO_x , CH_4 , ...) ou anthropique (Hydrocarbures, composés organiques, NO_x , ...). C'est la structure chimique et la réactivité des précurseurs qui déterminent leur importance dans la formation de l'ozone et des autres oxydants.

Certains modèles simulant la formation de l'ozone troposphérique font intervenir plus de 75 réactions chimiques mettant en cause des composés d'azote et des hydrocarbures [91]. Les grands mécanismes présentés ici sont tirés de Brûlotte et Leduc [100].

La première étape de la formation de l'ozone correspond à la photolyse du dioxyde d'azote, suivie des réactions suivantes:



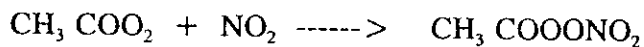
où $h\nu$ représente de l'énergie sous forme de radiation solaire, M est un auxiliaire de collision et les K_i sont des constantes de réactions.

A partir de ces réactions, la concentration d'ozone à l'état d'équilibre est exprimée par:

$$[\text{O}_3] = k_1 [\text{NO}_2] / k_3 [\text{NO}] \quad (1)$$

C'est à dire que la concentration d'ozone dépend du rapport des concentrations de dioxyde d'azote et de monoxyde d'azote.

En présence d'hydrocarbures ou d'autres radicaux, certaines réactions en chaîne se produisent (Tableau III.12) permettant la conversion rapide de NO en NO_2 ; elles sont déclenchées par les réactions entre les hydrocarbures, les radicaux et l'ozone. C'est ce qui augmente la concentration de NO_2 , donc la concentration d'ozone selon l'équation (1). La production cessera suite à un appauvrissement du NO (par exemple avec la diminution de la circulation routière le soir), à une diminution du rayonnement solaire (le soir ou ennuagement) et à la formation d'autres oxydants comme le PAN (Peroxyacétyl nitrate), selon la réaction suivante:



Radical

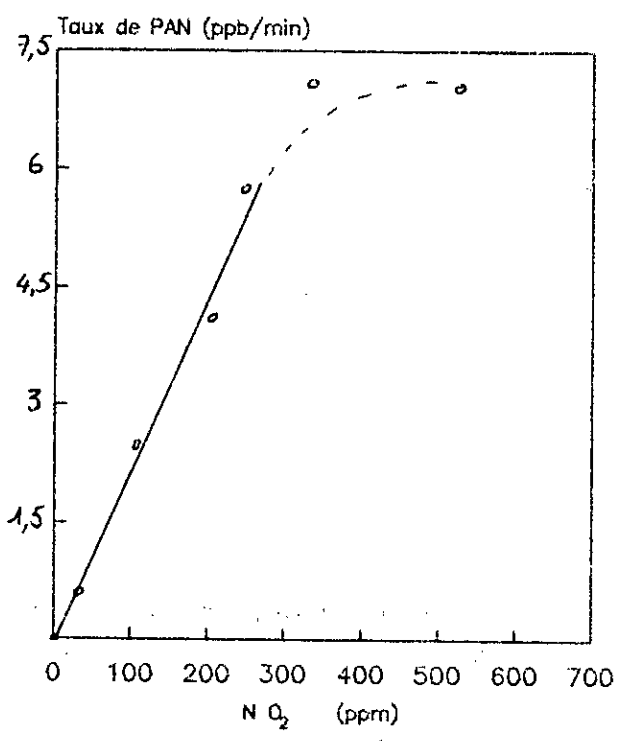
PAN

peroxyacétyle

Des études menées au laboratoire montrent la relation entre le NO_2 et le taux de conversion en PAN (figure III.12).

Le mélange de ces produits et bien d'autres est appelé "Smog Photochimique"; il contient donc de l'ozone, du PAN, NO_2 , des aldéhydes (RCHO), des cétones (R - CO - R'), nitrate d'alkyle (RNO_3), acide nitrique (HNO_3), CO, etc. Bisson et Toupance [90, 102] présentent une description simplifiée et détaillée de ces réactions. La figure III.13 illustre la formation de l'ozone troposphérique. Les divers polluants précurseurs à la formation de l'ozone sont émis en quantité importante en milieu urbanisé et on a d'abord associé le smog photochimique aux villes polluées, ce qui est souvent le cas. Cependant, on s'intéresse maintenant aussi au transport de l'ozone (et des divers autres composés) hors de la zone urbaine, vers les milieux récepteurs situés en zone agricole ou forestière [103, 104]. Des mesures en milieu rural et des études par modélisation permettent de visualiser

l'immense panache urbain qui se propage sous le vent des villes et dans lesquelles les concentrations d'ozone sont suffisamment élevées pour causer des dommages aux productions agricoles [105, 106]. Les concentrations naturelles d'ozone, loin des centres urbains ou au vent des centres urbains peuvent atteindre les valeurs de 30 à 50 ppb [106], alors qu'en milieu urbanisé, sous le vent dominant, elles peuvent dépasser les 100 ppb de façon régulière en été, particulièrement dans les endroits ensoleillés et chauds (par exemple la côte ouest du pacifique). Les cas les plus connus étant ceux de Los Angeles et de Vancouver au Canada. En Europe on cite l'exemple d'Athènes, Istamboul, Nice, Barcelone, Marseille, Venise, Téhéran. Tandis qu'en Afrique on cite l'exemple du Caire et de Lagos. La figure III.14 montre l'effet de l'insolation sur la formation de l'ozone.



$$C_0(\text{trans-butène})=600 \text{ ppb}$$

Figure III.12: Taux de formation du PAN en fonction de NO₂ initial d'après S.Glavas [101]

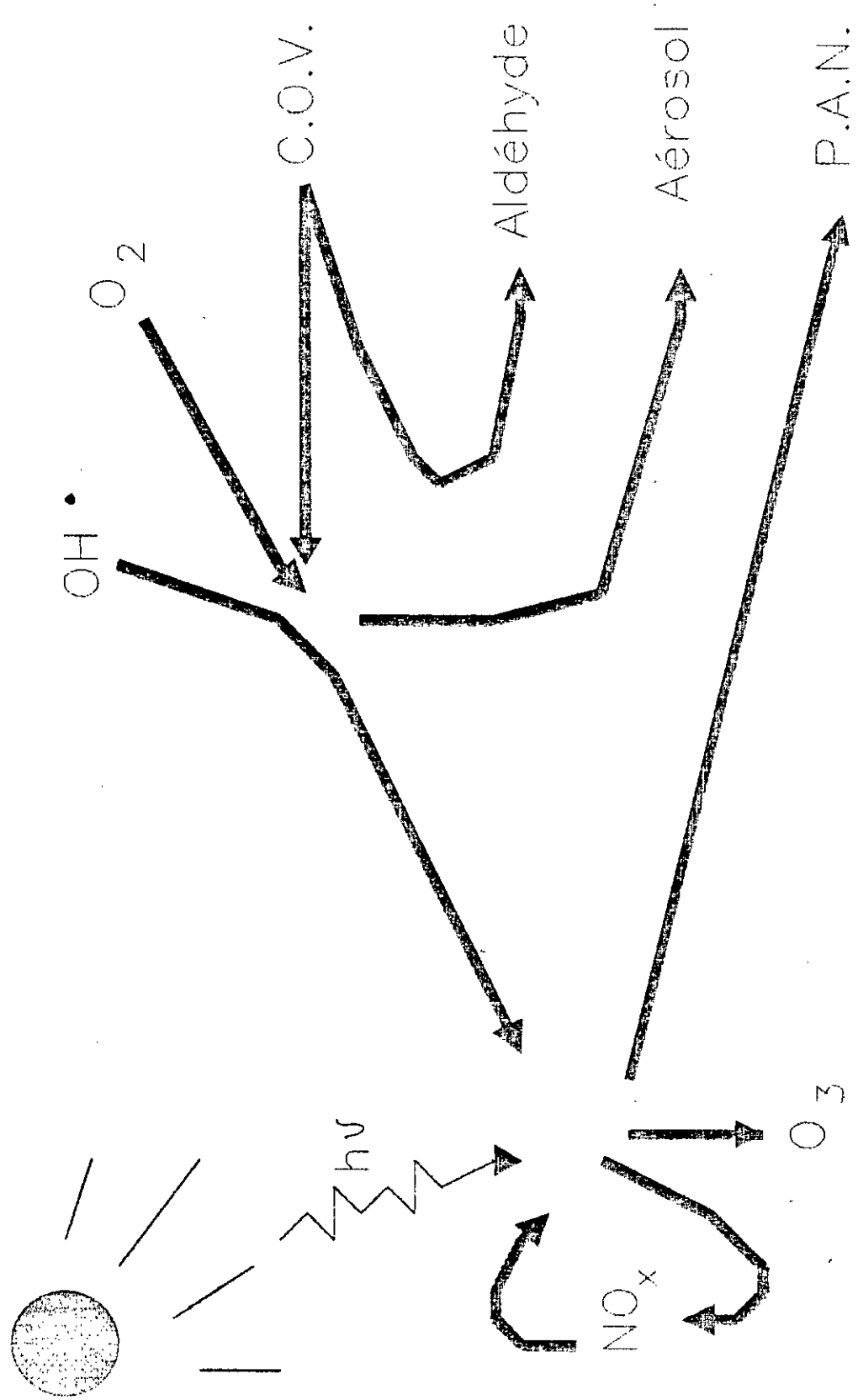


Figure III.13: Formation de l'ozone dans la basse troposphère, d'après A. Kerr [54].

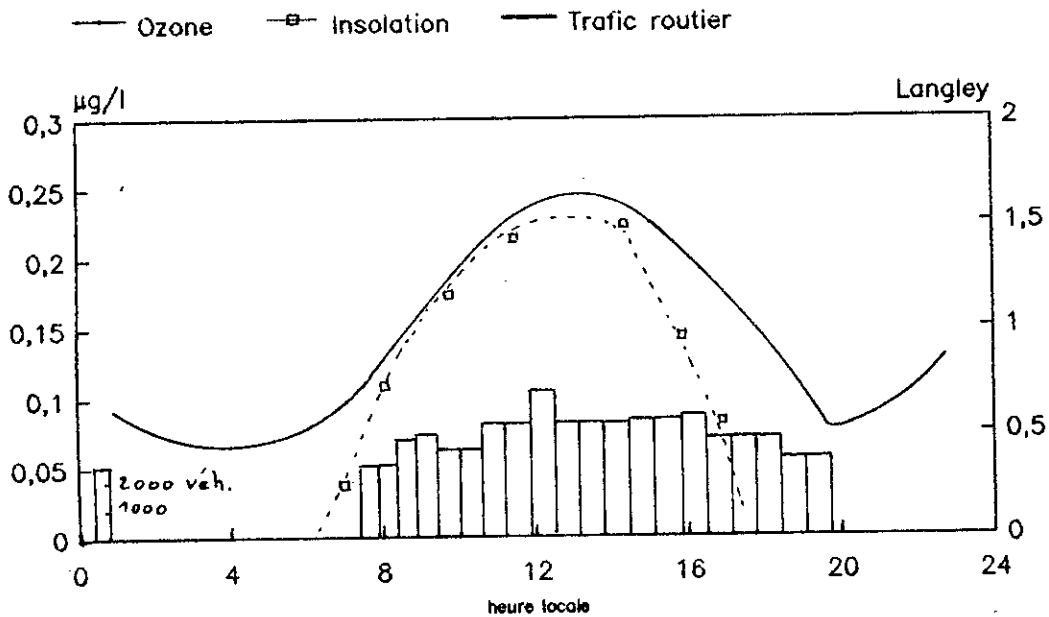


Figure III.14: Variation diurne de l'ozone, insolation et trafic routier durant une journée [107].

Dechaux [91] indique que la quantité d'ozone injecté de la stratosphère dans la troposphère serait de l'ordre de 400 ± 150 millions de tonnes par année (pour l'hémisphère Nord), alors que la quantité produite photochimiquement serait de l'ordre de 1400 à 2800 millions de tonnes par année avec un taux de destruction équivalent.

7 - 1 - Effets de l'ozone

L'ozone peut être détecté par l'odeur à une concentration de 20 ppb pour quelques minutes. On commence à sentir une irritation dans les parties supérieures du système respiratoire et l'effet le plus connu est une difficulté dans la respiration. Plusieurs études ont examiné l'effet de l'ozone sur la santé après une heure d'exposition avec des exercices continus ou deux heures avec des exercices intermittents à des concentrations rencontrées dans l'air ambiant aux U.S.A. [108 - 111]. Elles montrent toutes une diminution de la fonction pulmonaire dans l'intervalle de 150 à 200 ppb. Les fumeurs, les asthmatiques et les personnes souffrant de maladies pulmonaires obstructives chroniques (considérés auparavant comme sous-groupe à risque) ne semblent pas plus vulnérables que les adultes en bonne santé [112]. En plus, il semble que pour des concentrations relativement faibles d'ozone, la tolérance des asthmatiques aux irritants communs peut baisser [113]. Des études sur les humains montrent que les poumons des nouveaux nés et des enfants sont particulièrement vulnérables à une exposition répétée de courte durée ou à une exposition aiguë à des concentrations d'ozone d'environ 100 ppb, ce qui peut entraîner l'apparition d'une maladie pulmonaire chronique [114].

L'ozone a également des effets importants sur les végétaux. Les études sur les dommages aux cultures de tabac, dans le sud-ouest de l'Ontario (Canada) [115], aux arbres [85]; à divers légumes [116] et aux plantes herbacées d'ornement [117] ne manquent pas. D'après certaines estimations pour 1980, les dommages aux récoltes en Ontario se

chiffraient à 23 millions de dollars U.S., et aux Etats-Unis à 2 milliards de dollars U.S. [118], à des concentrations d'ozone ne dépassant pas la norme de qualité de l'air établie par l'U.S. EPA* à 120 ppb pendant une heure. Les fortes concentrations d'ozone de courte durée sont les plus préoccupantes pour la santé, tandis que les concentrations moyennes pendant la saison de croissance ont des effets nocifs sur les végétaux.

Actuellement, le fait que certaines activités humaines risquent d'appauvrir la couche d'ozone stratosphérique suscite de vives inquiétudes. Au début des années 1970, on a avancé que l'ozone stratosphérique était vulnérable aux chlorofluorocarbones (CFC), une famille de gaz chlorés d'origine anthropique couramment employés à des fins tant domestiques qu'industrielles. Les CFC sont des substances chimiques stables non toxiques qui restent dans l'atmosphère jusqu'à ce qu'ils subissent une décomposition chimique sous l'action d'un rayonnement UV intense qui ne s'observe qu'au dessus de la couche d'ozone, les radicaux de chlore issus des CFC peuvent détruire par des réactions en chaînes de grande quantité d'ozone avant de quitter l'atmosphère.

D'après les mesures de l'ozone, l'appauvrissement de la couche d'ozone prévu est maintenant une réalité. L'observation la plus frappante a été une diminution, au mois d'Octobre de chaque année, de 50% des concentrations d'ozone au-dessus de l'Antarctique [98]. Des études poussées au sujet de ce "trou" dans la couche d'ozone au-dessus de l'Antarctique ont révélé que l'ozone est détruit par d'importantes quantités de chlore [94 - 98]. Afin de réduire l'utilisation des CFC, plusieurs firmes dans le monde ont lancé des recherches de substitution des CFC par d'autres composés non destructeurs de l'ozone. D'autres part, le programme des Nations Unis pour l'environnement avec le soutien de plusieurs pays producteurs et consommateurs, ont pris des mesures afin de réduire la production totale de CFC, par l'entremise de la convention de Vienne pour la protection de la couche d'ozone et du protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone.

8 - Conclusion

Les recherches actuelles dans le domaine de la pollution de l'air améliorent sans cesse notre connaissance des contaminants, de leurs effets, des processus atmosphériques régissant leur transport et leur transformation. Les résultats de ces recherches de même qu'une plus grande prise de conscience des problèmes liés à la pollution atmosphérique de la part des populations et de leurs gouvernements nous permettent d'espérer, pour l'avenir, une meilleure gestion du milieu atmosphérique.

* USEPA: U.S. Environmental Protection Agency

Chapitre IV

Retombées atmosphérique particulières

1 - Introduction

La pollution de l'air par les particules solides peut être classée en deux catégories selon leur effet polluant. Les particules fines, qui restent en suspension dans l'air et dont le temps de séjour est très long, sont appelés les poussières en suspension. Les particules, de diamètre généralement supérieur à $15 \mu\text{m}$ [119] qui sédimentent sous l'effet de leur poids et dont le temps de séjour est relativement court sont appelés les retombées de poussière (dust-fall). On distingue deux types de retombées: les dépôts secs; ce sont les poussières qui sédimentent sous l'effet de leur propre poids, et les dépôts humides; ce sont les poussières qui tombent grâce au lessivage par les eaux de pluies. L'importance relative des dépôts secs et humides serait fonction de la distance à partir de la source émettrice, la gamme de la taille des particules, les conditions météorologiques, et d'autres facteurs. La connaissance des deux dépôts sec et humide et leurs importances relatives est nécessaire pour la détermination du temps de résidence atmosphérique total des éléments toxiques, la distance à laquelle seront transportés, leurs concentrations dans l'air ambiant et leur impact sur les écosystèmes terrestre et marin.

2 - Les sources d'émission de poussières

Les poussières présentes dans l'atmosphère sont d'origine naturelle et anthropique. La poussière d'origine naturelle et d'origine extra-terrestre volcans, vent de sable, suspension par le vent et autres mécanismes, ... Tandis que les sources anthropiques sont très diverses selon l'industrie ou l'activité humaine: cimenterie, carrières, incinération de déchets, industrie métallurgique. Les tableaux IV.1 et 2 donnent les émissions mondiales de métaux à l'état de trace, selon les sources émettrices naturelles et anthropiques. On estime les rejets des métaux; de cadmium, cuivre, plomb, nickel, zinc, émis jusqu'à 1980 (cumulés) dans l'écosystème mondiale à travers l'atmosphère à 0,32; 2,2; 20; 1 et 14 milliards de Kg respectivement [120].

Tableau IV.1: Emissions mondiales de métaux traces de sources naturelles durant 1975

d'après Nriagu [120]

Sources	Production Globale moyenne en 10^9 Kg/an	Production en 10^6 Kg/an				
		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Ant	500	0,1	12	20	16	25
Forêts	36	0,012	0,3	0,6	0,5	2,1
Particules volcaniques	10	0,52	3,6	3,8	6,4	7
Étation	75	0,2	2,5	1,6	1,6	9,4
Épaves marines	1000	0,001	0,08	0,04	0,02	0,01
TOTAL	-	0,83	18,5	26	24,5	43,5

Tableau IV.2: Les émissions mondiales de métaux en trace de sources anthropogéniques durant 1975 d'après Nriagu [120]

Sources	Production totale ou consommation en 10 ⁹ Kg/an	Emissions en 10 ⁶ Kg/an				
		Cd	Cu	Pb	Ni	Zn
-Mines, métaux non ferreux	16	0,002	0,8	8,2	-	1,6
-Production primaire de non ferreux						
Cd	0,0017	0,11				
Cu	7,9	1,6	19,7	27	1,5	6,6
Pb	4	0,2	0,29	31	0,34	0,44
Ni	0,8			2,5	7,2	0,68
Zn	5,6	2,8	0,78	16	0,36	99
-Production secondaire de non ferreux	4	0,6	0,33	0,77	0,2	9,5
-Production de fer, d'acier	1300	0,07	5,9	50	1,2	35
-Applications industrielles	-	0,05	4,9	7,4	1,9	26
-Combustion du charbon	3100	0,06	4,7	14	0,66	15
-Combustion de carburant	2800	0,003	0,74	273	27	0,07
-Combustion de bois	640	0,2	12	4,5	3	75
-Incinération d'ordures	1500	1,4	5,3	8,9	3,4	37
-Fertilisants phosphatés	118	0,21	0,6	0,05	0,6	1,8
-Divers	-			5,9		6,7
TOTAL	-	7,3	56	449	47	314

2 - 1 - Nature et taille des particules

La nature des particules dépend essentiellement des sources émettrices et des processus de fabrication. Les tableaux IV.3, 4 montrent respectivement la nature et la dimension de quelques particules. La figure IV.1 illustre le dépôt de quelques métaux dans le corps humain.

Tableau IV.3: Nature des poussières dans l'air urbain d'après Kummer [121].

A - Métaux et alliages

fer

acier inoxydable

cuivre

laiton

aluminium

B - Oxydes et hydroxydes

oxyde de fer rouge (hématite)

oxyde de fer noir (magnétite)

oxyde de titane pigmentaire synthétique (Rutile)

oxyde de chrome pigmentaire synthétique (Eskolaite)

aluminat de cobalt pigmentaire

hydroxyde de fer (goethite)

C - Sulfates et carbonates

carbonate de calcium (calcite)

sulfate de calcium dihydraté (Gypse)

D - Silicates

quartz

sphères de verre silicatées

fragments de brique

fibres d'asbeste

E - Hydrocarbures

charbon

sphères de carbone (coenosphères)

particules de carbone et de charbon imbrûlées

suies d'automobiles et de camions

F - Corps biologiques

spores

pollens

fibres végétales (cellulose)

Tableau IV.4: Dimensions moyennes des particules d'après DOTREPPE-GRISARD [122]

<u>Substances</u>	<u>diamètre (μm)</u>
- gouttes de pluie	500-5000
- vapeur d'eau (brume)	60-500
- vapeur d'eau (nuage, brouillard)	2-60
- charbon pulvérisé, cendres volantes	1-50
- poussières de fonderie	1-1000
- poussières de cimenterie	3-100
- poussières métallurgiques	0,5-100
- pollen	10-100
- Talc	0,5-50
- bactéries	0,3-35
- spores	10-35
- Poussières d'insecticides	0,5-10
- pigments	0,1-5
- silice colloïdale	0,02-0,05
- sels marins	0,03-0,5
- Poussières de combustion	0,01-0,1
- virus et protéines	0,003-0,05
- molécules gazeuses	0,001-0,006
- cheveux humains	35-200

3 - Mécanismes de dépôt des poussières

3 - 1 - Dépôts secs

La taille des particules est un paramètre important dans le mécanisme de dépôt. Dans le cas des dépôts secs, les particules de diamètre supérieure à $5 \mu\text{m}$ seront déposées en premier lieu grâce à la sédimentation gravitaire. Les particules de diamètre compris entre $0,3 - 5,0 \mu\text{m}$ se déposent grâce au processus d'impaction et d'interception. Les particules de diamètre inférieur à $0,3 \mu\text{m}$ se déposent selon le processus du mouvement Brownien. Ces trois grands régimes de sédimentation sont tous régis par un terme de résistance, qui exprime l'importance des effets combinés des paramètres intervenant dans chaque régime, limitant ainsi le taux de dépôt. En effet, plusieurs variables influent sur les procédés de retombée sec dans un régime atmosphérique; la stabilité atmosphérique, rugosité aérodynamique, la concentration du polluant, l'humidité relative, la radiation solaire, la

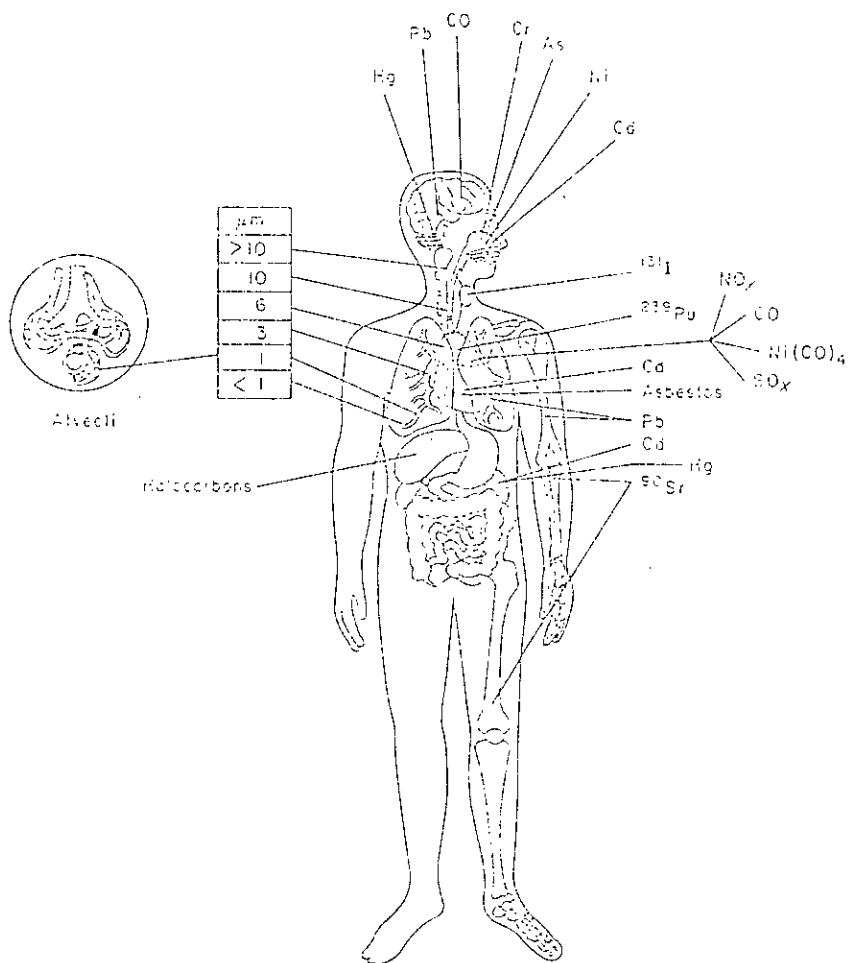


Figure IV.1: Organes et parties de l'organisme humain infectés par les contaminants de l'air, d'après J.D. Butler [123].

température de l'air, le relief du terrain, la vitesse et la direction du vent, et les variations saisonnières. La vitesse minimale de sédimentation apparaît pour une taille de particules comprise entre 0,3 - 0,5 μm , avec le mouvement Brownien qui augmente quand le diamètre des particules diminue en deçà de 0,3 μm , et la vitesse de sédimentation qui augmente par conséquence. Le phénomène d'interception - impaction augmente quand le diamètre de particules devient supérieur à 0,5 μm , d'où la vitesse de sédimentation qui augmente relativement. L'ordre de grandeur des vitesses de sédimentation des particules à la surface du sol est estimée à 1 cm/s pour des particules de diamètre compris entre 1 - 10 μm et 0,2 - 1,0 cm/s pour des particules de diamètre compris entre 0,1 - 1,0 μm . Le tableau IV.5 représente les vitesses de sédimentation de certains éléments, et la figure IV.2 résume les résultats obtenus par plusieurs chercheurs sur l'étude des vitesses de sédimentation.

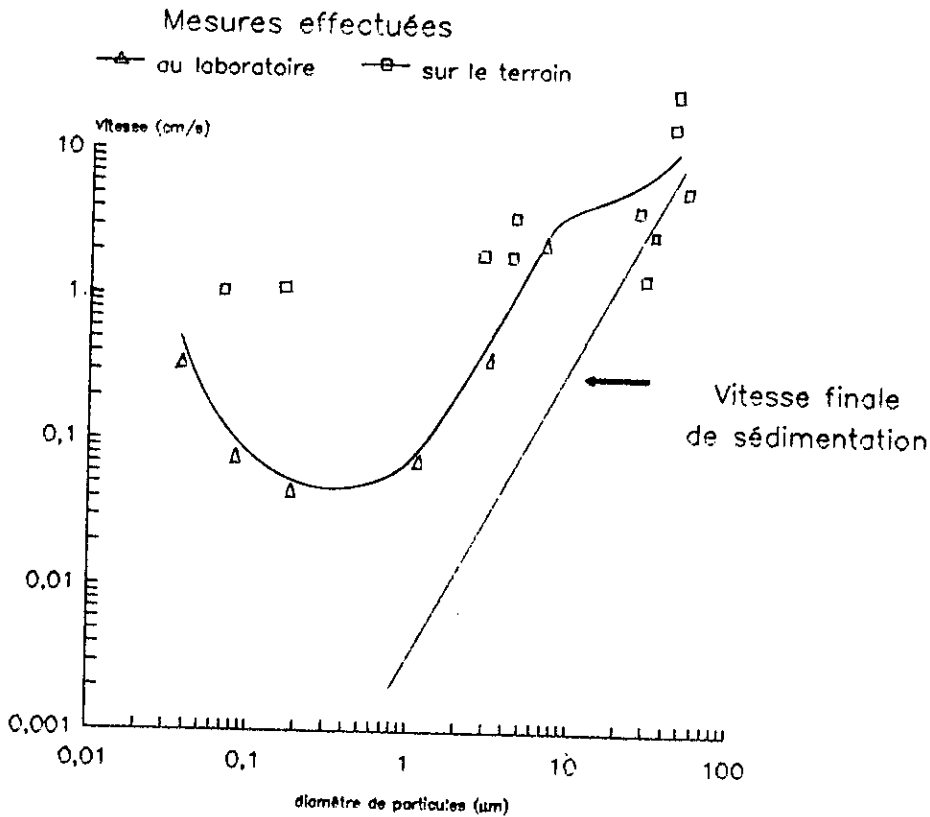


Figure IV.2: Vitesse de sédimentation des particules, d'après Mac Mahon et al. [126].

L'expression empirique, la plus simple, des dépôts secs suppose que le flux vers la surface est directement proportionnel à la concentration des poussières dans l'air et ce à une altitude au - dessus de la surface de sédimentation. Cette expression est donnée par [127]:

$$F = V_d \cdot X_z$$

avec F : le flux de dépôt de poussières en $\text{g} / \text{cm}^2 \cdot \text{s}$
 V_d : la vitesse de dépôt sec en cm / s

Tableau IV.5: Dépôts, vitesses et rapports de lavage de certains métaux d'après Sehmel, Galloway et al. [124, 125]

Dépôts (Kg/ha/an)	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
- Sec	0,00009	0,119	0,117	0,0027- < 0,83	0,004- < 1,1	0,042- < 2	0,053- < 5,95
- Humide	0,000036	0,164	0,042	0,0023- < 0,99	0,004- < 2,74	0,026- < 26,5	0,12- < 11,9
Vitesse (cm/s)	0,3-1,9	0,5-1,1	0,3-1,9	0,4-0,9	0,4-2	0,16-0,3	0,4-4,5
rapport de lavage ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ pluie/ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)air	-	140-751	250-951	370-5000	125	76-169	179-1000

X_z : la concentration de poussière à une hauteur Z en g / cm³

Les valeurs des vitesses de sédimentation sont très variables, elles varient dans un rapport de 1 à 4 selon plusieurs études effectuées jusqu'à présent [127].

3 - 2 - Dépôts humides:

Les retombées humides sont dues aux précipitations de pluies entraînant les poussières présentes dans l'air. L'attachement des particules aux gouttelettes de pluie est fonction de la taille et l'âge de ces particules, de leur solubilité et des conditions de condensation et d'évaporation. Le contact entre particules et gouttes d'eau peut se produire à l'intérieur des nuages: c'est le Rain Out, ou sous les nuages: c'est le Wash Out [128,129]. L'élimination des poussières par cette voie dépend de la quantité de précipitation (pluie, grêle, neige), de l'intensité de la tempête et des variations saisonnières [125]. Le tableau IV.6 donne les concentrations de certains métaux dans les pluies.

Tableau IV.6: Concentrations de métaux lourds dans les eaux de pluies d'après Galloway et al. [130].

métaux	Concentrations en µg/l	
	Zone rurale	Zone reculée
Arsenic	0,29	0,008
Cadmium	0,5	-
Chrome	0,88	-
Cuivre	5,4	0,06
Plomb	12	0,09
Manganèse	5,7	0,19
Nickel	2,4	-
Vanadium	9	0,16
Zinc	36	0,22

Le modèle empirique, le plus utilisé pour calculer la réduction de polluant via les dépôts humides, est le rapport [127, 131]:

$$W = C_r \cdot a / C_a$$

avec C_r : la concentration du polluant dans les eaux de précipitations en µg/g.

a: la densité de l'air (1200 g/m³ dans conditions normales de température et de

pression).

C_a : est la concentration du polluant dans l'air en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

W : le rapport de lavage sans dimension.

D'autre part, les dépôts humides sont donnés par la relation [127]:

$$D_w = V_r C_r / t A$$

avec:

V_r : volume de précipitation en litres.

C_r : concentration du polluant dans les précipitations en $\mu\text{g}/\text{l}$.

t : temps de précipitation en secondes.

A : la surface d'échantillonnage en cm^2 .

D_w : dépôt humide en $\mu\text{g}/\text{cm}^2 \cdot \text{s}$.

Certains modèles utilisent le coefficient de lavage et sont basés sur le concept que les dépôts humides sont un processus en déclin et donc peut-être défini par une exponentielle négative par la relation [125]:

$$C_{a,t} = C_{a,0} e^{-s.t.}$$

avec:

S : coefficient de lavage en s^{-1}

t : temps de précipitation en secondes

$C_{a,0}$: concentration du polluant dans l'air au temps zéro (début d'échantillonnage) en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$C_{a,t}$: concentration du polluant dans l'air au temps t en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Avec le coefficient de lavage ainsi défini, on exprime le taux de dépôt humide à travers une colonne d'air de hauteur H par:

$$D_w = C_{a,m} \cdot S \cdot H \cdot t$$

avec $C_{a,m}$: concentration moyenne du polluant dans la colonne d'air de hauteur H en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- S : coefficient de lavage en s^{-1}
- H : hauteur de la colonne en mètre
- t : temps de précipitation en secondes
- D_w : dépôt humide en $\mu g/m^2$

Les valeurs obtenues, pour le coefficient de lavage, par quelques auteurs figurent sur le tableau IV.7, tandis que la figure IV.3 montre l'évolution du coefficient de lavage en fonction du diamètre de particule.

Tableau IV.7: Coefficients de lavage de particules et d'aérosol

Auteurs	S(s^{-1})	Nature
Shiravaikar et al. [132]	$7 \cdot 10^{-5}$	Particule
Makhon'ko [133]	$7 \cdot 10^{-5}$	Particule
Perkins et al. [134]	$300 \cdot 10^{-5}$	Aérosol
Esmen [135]	$0,4 \cdot 10^{-5}$	Aérosol
Acres-Esc [136]	$0,7 \cdot 10^{-5}$	Aérosol

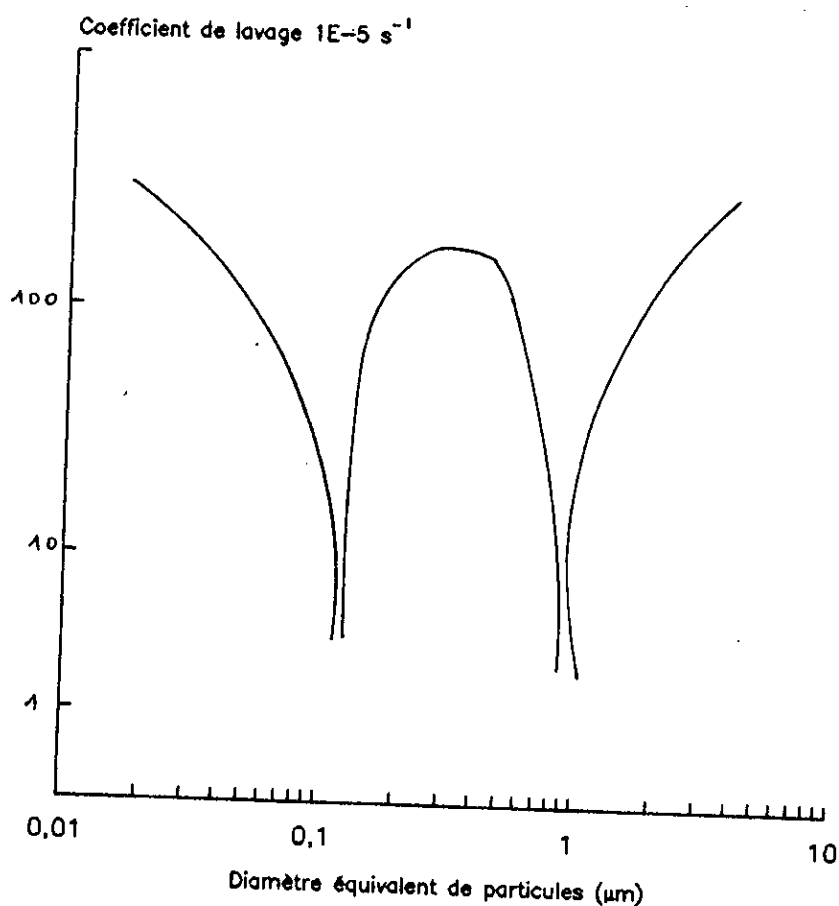


Figure IV.3: Relation entre le taux de lavage et le diamètre de particules, d'après Mac Mahon et al.[126].

3 - 3 - Transport des poussières

Les poussières peuvent être transportées, à la haute altitude par des courants très forts, sur de grandes distances [137]. On a estimé les retombées de poussières, en provenance du Sahara algérien, à 200 000 tonnes de sable sur l'ouest de l'Europe durant le 7 et 8 mai 1988. Pour la seule région de Paris, les retombées étaient de 80 Kg / Km² [138].

La contribution du sirocco à la pollution particulaire de l'air mérite à elle seule une longue étude afin de déterminer le mode de transport du sable saharien vers le nord d'Afrique et l'Europe, ainsi que les différents mécanismes mis en jeu. Une étude égyptienne effectuée sur les retombées particulières dues aux vents du sud (Khamasin) a montré que des quantités considérables de particules sont transportées [138a, b]. Les résultats trouvés, tableau IV.8, montrent que les retombées diminuent du sud vers le nord pour atteindre le sud de l'Europe.

Tableau IV.8: Retombées particulières en période de Khamasin [138a, b]

Régions	Retombées g/m ² /mois
Nord Afrique	30
Mer Méditerranée	26

Généralement, le nombre de particules entraînées, leur granulométrie et composition chimique sont fortement dépendants de la vitesse et de la direction du vent [139]. L'émission, le transport, la transformation et le dépôt des poussières est illustré sur la figure IV.4.

Afin d'illustrer le transport des particules à longue distance et leurs effets, nous présentons à titre d'exemple, sur le tableau IV.9 les résultats d'analyses des retombées mesurées à Bristol en Angleterre.

Tableau IV.9: Métaux lourds dans le sol près du complexe industriel de Bristol
d'après Burkitt et al. [140]

Distance du Complexe en Km	Concentration en ppm		
	Pb	Zn	Cd
0,3	600	5000	32
1,1	580	1400	10
1,9	540	1540	12
4,2	230	416	7,7
4,5	270	450	7,1
6,1	330	500	9,8
6,9	180-192	250-292	3,1-3,6
8,8	334	216	3,7
9,4	100	150	3,0
11,2	80	130	2,0
12,7	60	90	1,1

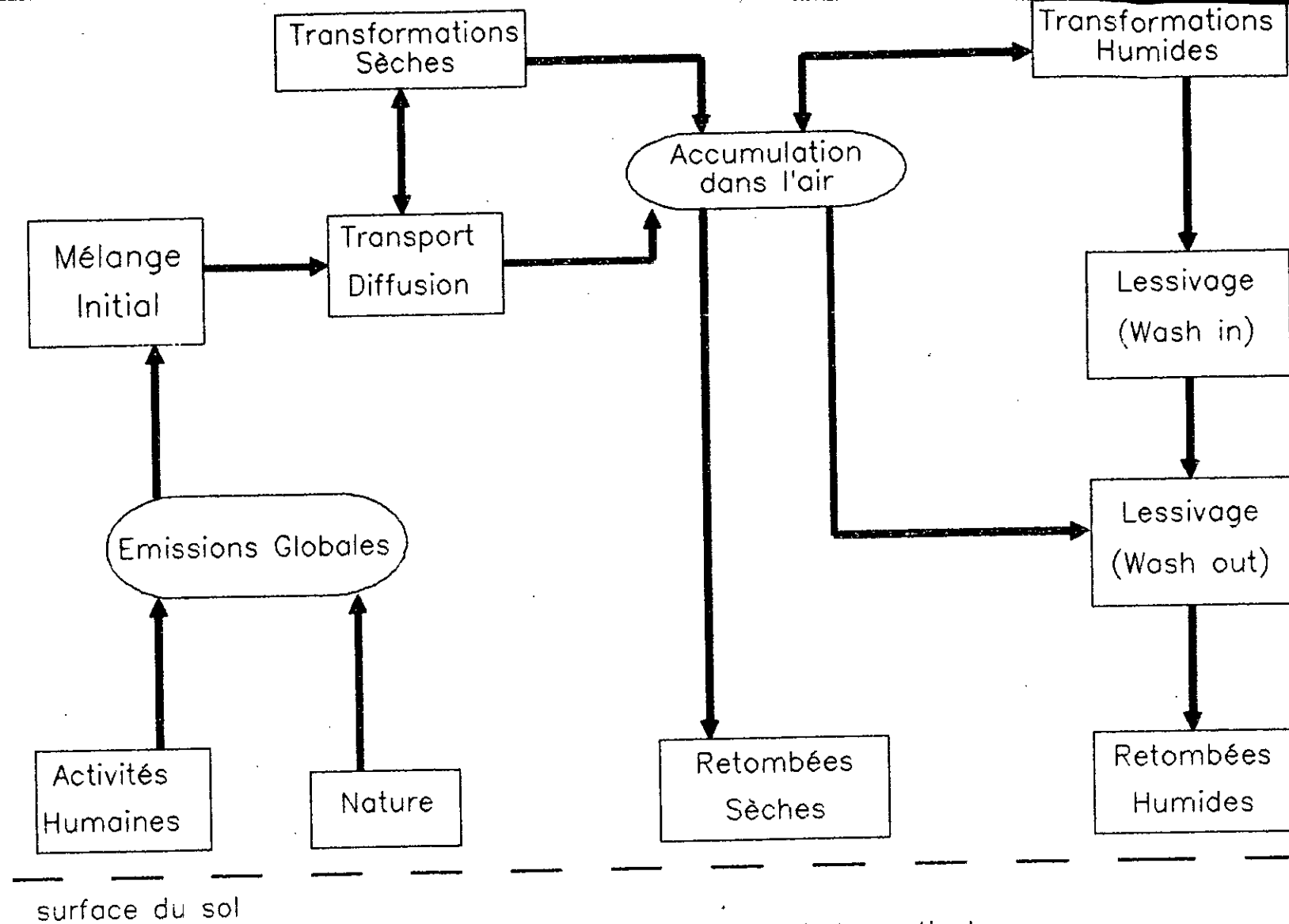


Figure IV.4: Cycle d'émission – dépôt de particules, d'après W.H.Schroeder [127].

4 - Méthodes de mesure des retombées

La mesure des retombées particulières est effectuée communément en exposant une jauge dont le sommet est ouvert à l'atmosphère pendant un mois dans différentes localités. L'analyse gravimétrique des poussières recueillies après un mois d'exposition, donne la quantité de retombée par mètre carré et par mois. Les retombées sont exprimées généralement en tonnes / Km² / mois, tonnes / Km² / an, mg / cm² / mois, mg / m² / mois, ou enfin en mg / m² / jour. Le tableau IV.10 donne quelques types de jauges utilisées dans le monde.

Tableau IV.10: Différents types de jauges utilisées dans le monde

<u>Types</u>	<u>Références</u>
- batterie de pot	141
- gobelet	141
- cylindre de cuivre	141
- cylindre d'acier inoxydable	141
- pot de verre	141
- jauge de Détroit (entonnoir en cuivre)	141, 142, 143
- collecteur de Toronto	142, 143
- Jauge britannique	142, 143
- Jauge de neige nipher	143
- Jauge de Simpson	143
- Jauge de Bergerhoff	144, 145
- Jauge Owen	2, 144
- Sphère Liégeoise (vaselinée)	144
- Jauge de précipitation	143, 145
- plaquette de Diem (vaselinée)	144
- Vase de Petri	2
- Jauge C.E.R.L. *	2
- Jauge Roumaine	146
- Jauge de Pittsburgh	142
- cylindres à chicanes	147
- un film en plastique	148

* CERL: Central Electricity Research Laboratory

Une étude détaillée sur les dépôts secs a été faite par Baril et al [149]. La mesure de la distribution granulométrique des retombées a montré que 93,5 à 99,5% en poids des particules ont un diamètre supérieur à 30 μm [150].

4 - 1 - Erreur propre à une jauge

Afin de développer des données indiquant la reproductibilité des résultats à partir d'une seule jauge, Sensenbaugh et al [141] ont exposé une série de jauges par groupe de trois d'un seul type, pendant huit mois dans plusieurs sites. La moyenne des trois jauges est prise comme étant la vraie valeur et on calcule la déviation des jauges par rapport à cette moyenne. Le tableau IV.11 montre les résultats obtenus. On constate que l'erreur propre à chaque jauge est comprise entre 5 et 10%.

Tableau IV.11: Erreur propre à la mesure d'une jauge
d'après Sensenbaugh et Hemeon [141]

Déviatiion en % par rapport à la moyenne	nombre de Jauges
< 1	30
1 - 5	86
5 - 10	58
10 - 15	26
15 - 20	17
20 - 25	2
25 - 30	2
> 30	1

Dans une autre étude, Sanderson [143] a obtenu des résultats différents dans un rapport allant jusqu'à trois, selon le type de jauge utilisée.

4 - 2 - Effet de l'élévation de la jauge

On peut constater l'effet de l'élévation de la jauge sur la mesure des retombées en exposant des jauges à différentes hauteurs dans un même site. Certains résultats obtenus par Sensenbaugh et al [141] (tableau IV.12) montrent que les jauges installées au niveau du sol recueillent le plus de poussière. Par contre, aucune différence n'est constatée à partir de 61 cm jusqu'à 2 m. Généralement, on utilise une hauteur de 1 mètre.

Tableau IV.12: Effets de l'élévation d'une jauge sur la mesure des retombées
d'après Sensenbaugh et Hemeon [141]

Rapport des dépôts à différentes hauteurs

A/B	A/C	A/D	B/C	D/C
1,38	1,47	-	1,07	1,06
1,25	1,45	-	1,17	1,06
1,84	1,48	-	0,80	1,10
1,39	1,28	-	0,92	-
1,83	2,08	-	1,14	-
-	1,93	1,82	-	-
-	1,69	1,53	-	-
-	1,50	1,42	-	-

A: au niveau d'un toit d'un immeuble

B: à 2 pieds

C: à 4 pieds

D: à 7 pieds

4 - 3 - Effet du type de Jauge

L'adoption de collecteurs différents, en forme et en dimension, de la part d'organismes et de laboratoires, fait qu'il soit difficile de comparer les résultats obtenus dans différents pays.

Dans une étude comparative, Dotreppe - Grisard et al [144] ont montré que le choix est à effectuer parmi les jauges dépôt au lieu des plaques vaselinées car celles-ci se saturent rapidement. Il apparaît, d'après plusieurs recherches [141, 147, 151, 152] que les résultats ne sont comparables que si on utilise le même type de jauge. Fisher [142] a trouvé une différence en poids allant jusqu'à 100% pour des jauges différentes au même site.

Plusieurs recherches sont en cours pour la mise au point de jauge efficace et représentative. On cite l'équipe du Laboratoire de Warren Spring en [153, 154, 155] Angleterre, Michaelis [156] en Allemagne et Sehmel aux U.S.A.

La mesure des retombées par les jauges ne distingue pas entre les dépôts secs et humides. Actuellement, les dépôts humides sont déterminés plus aisément que les dépôts secs. Les méthodes de mesure directes des dépôts secs sont toujours au stade de la recherche et ne sont pas encore utilisées comme méthode de mesure de routine [149, 158].

4 - 4 - Résultats de quelques mesures

Les particules émises dans l'atmosphère peuvent fixer d'autres polluants (figure IV.4) et les transporter à longue distance. Le tableau IV.13 présente quelques résultats des retombées dans le monde, ainsi que la concentration de certains composés organiques adsorbés sur les particules.

Tableau IV.13: Mesure des retombées dans le monde

<u>Lieux</u>	<u>Polluants</u>	<u>Concentrations</u>
<u>Leeds</u> , 1980 [159]	retombées insolubles	10-30 g/m ² /an
<u>Zurich</u> , 1984-1986 [160]	retombées	81,5 mg/m ² /j
	Plomb	101/μg/m ² /j
	Cadmium	1,9 μg/m ² /j
	Zinc	217 μg/m ² /j
<u>Bruxelles</u> , 1979 [121]		
- Zone urbaine	retombées	59,2 mg/m ² /j
- Zone industrielle	retombées	640 mg/m ² /j
<u>USA</u> , 1986 [161]		
- Urbain	Plomb	217 ng/cm ² /mois
- Semi-rural	minéral	98,7 ng/cm ² /mois
<u>Toronto</u> , 1986-1989 [162]	retombées	3 g/m ² /mois
<u>Suède</u> , 1986 [163]	DDT	4,3-4,4 μg/m ² /mois
	PCB	0,2-2,2 μg/m ² /mois
	Lindane	1-8 μg/m ² /mois

Un classement de la pollution par les retombées a été effectué en Pennsylvanie (tableau IV.14). Dans ce tableau, des teneurs de retombée supérieures à 35 g/ m². mois (indépendamment de la nature chimique) sont synonyme d'une intense pollution atmosphérique.

Tableau IV.14: Valeurs guides des retombées en Pennsylvanie d'après l'ASTM [164]

<u>Classification de la pollution</u>	<u>retombées en g/m2/mois</u>
légère	0 - 7
moyenne	7 - 14
forte	14 - 35
très forte	> 35

5 - Le facteur d'enrichissement

Tanner et al [165] et Zoller et al [166] ont utilisé le facteur d'enrichissement afin de comparer la qualité de l'air de la région étudiée avec celle des régions très éloignées où l'on ne rencontre que la pollution de fond. Cette méthode permet l'identification des contributions anthropiques à la pollution de l'air.

Le facteur d'enrichissement est défini comme suit:

$$FE = \frac{Ci/Cn \text{ (ambient)}}{Ci/Cn \text{ (fond)}}$$

avec Ci: la concentration de l'élément dont on veut déterminer l'enrichissement.

Cn: concentration des poussières totales en suspension.

Les éléments dont le facteur d'enrichissement est supérieur à 1 sont supposés dus à une source anthropique dans la région. Le tableau IV.15 montre les facteurs d'enrichissement, pour la ville de Houston (USA) en 1965, pour cinq métaux différents. On note une forte pollution par le plomb due essentiellement au trafic routier très dense dans cette ville.

Tableau IV.15: Valeurs du facteur d'enrichissement à Houston (USA)
d'après O'Donnell et al. [167]

Sites	RCd	RCr	RFe	RPb	RNi
Houston	78.10-6	15.10-4	78.10-4	625.10-5	7.10-5
Matagorda	10-5	41.10-5	49.10-4	49.10-5	46.10-6
Zone reculée					
FE = $\frac{R_{Houston}}{R_{Matagorda}}$	7,8	3,66	1,59	12,76	1,52

avec $Ri = \frac{Ci \text{ Houston } (\mu\text{g}/\text{m}^3)}{Ci \text{ Matagorda } (\mu\text{g}/\text{m}^3)}$

6 - Phénomènes de Resuspension

Les poussières qui sedimentent, peuvent être en partie remise en suspension sous l'effet de plusieurs facteurs (vent, trafic routier, circulation des piétons,...). La resuspension des particules concerne les émissions industrielles [168], le transport de pesticides [169], la propagation de maladies végétales par les spores fongiques [170], et la transmission de maladies pour l'homme [171]. Une synthèse des recherches sur la resuspension a été effectuée par Sehmel [172, 173].

7 - Effets des retombées

7 - 1 - Effets des poussières métalliques

Les sols, aux environs d'industries dégageant de grandes quantités de poussières métalliques, peuvent être contaminés par les métaux et provoquer une inhibition de la croissance des plantes par suite des concentrations trop élevées en métaux qui s'accumulent régulièrement. Cette action toxique des poussières métalliques s'exerce également sur les animaux que ce soit par inhalation directe ou par ingestion de fourrage souillé par les retombées métalliques. L'intoxication des sols peut être irréversible et constituer un danger potentiel pour le maintien de la fertilité des sols. Les métaux lourds se fixent généralement dans la couche supérieure des sols. Des apports répétés pendant de nombreuses années de poussières contenant des quantités élevées d'éléments toxiques, conduisent à un enrichissement marqué de cette couche de sol. L'élimination par les plantes, le lessivage et l'entraînement par les eaux de pluie, ne représente que des quantités proportionnellement faibles.

7 - 2 - Effets des poussières de cimenterie.

Les poussières de cimenterie exercent un effet caustique direct sur la végétation. Les dépôts de poussières de ciment forment des croûtes à la surface des feuilles sous l'action de l'humidité atmosphérique. Par hydratation, la chaux se solubilise et son action caustique provoque des nécroses sur les tissus [174]. Les poussières exercent aussi une action indirecte sur le développement des végétaux en interceptant les radiations solaires, diminuant ainsi l'intensité de l'assimilation chlorophyllienne. Les particules émises se déposent sur les feuilles, obstruent les stomates et inhibent les fonctions de respiration et d'assimilation des végétaux [175].

Pour les êtres humains, les retombées particulières sont retenues au niveau du système respiratoire supérieur et seules les fines particules pénètrent plus profondément jusqu'aux alvéoles (figures IV.5, 6).

8 - Cas du Plomb.

8 - 1 - Introduction

Le plomb est une substance très toxique pour les humains et l'environnement. La toxicité du plomb à doses élevées a été reconnue de longue date et les manifestations cliniques des intoxications aiguës (le saturnisme) ont été abondamment décrites dans la littérature. Cependant, la toxicité au plomb à faibles doses est en revanche un sujet qui est longtemps resté très controversé, notamment parce que de puissants intérêts sont concernés,

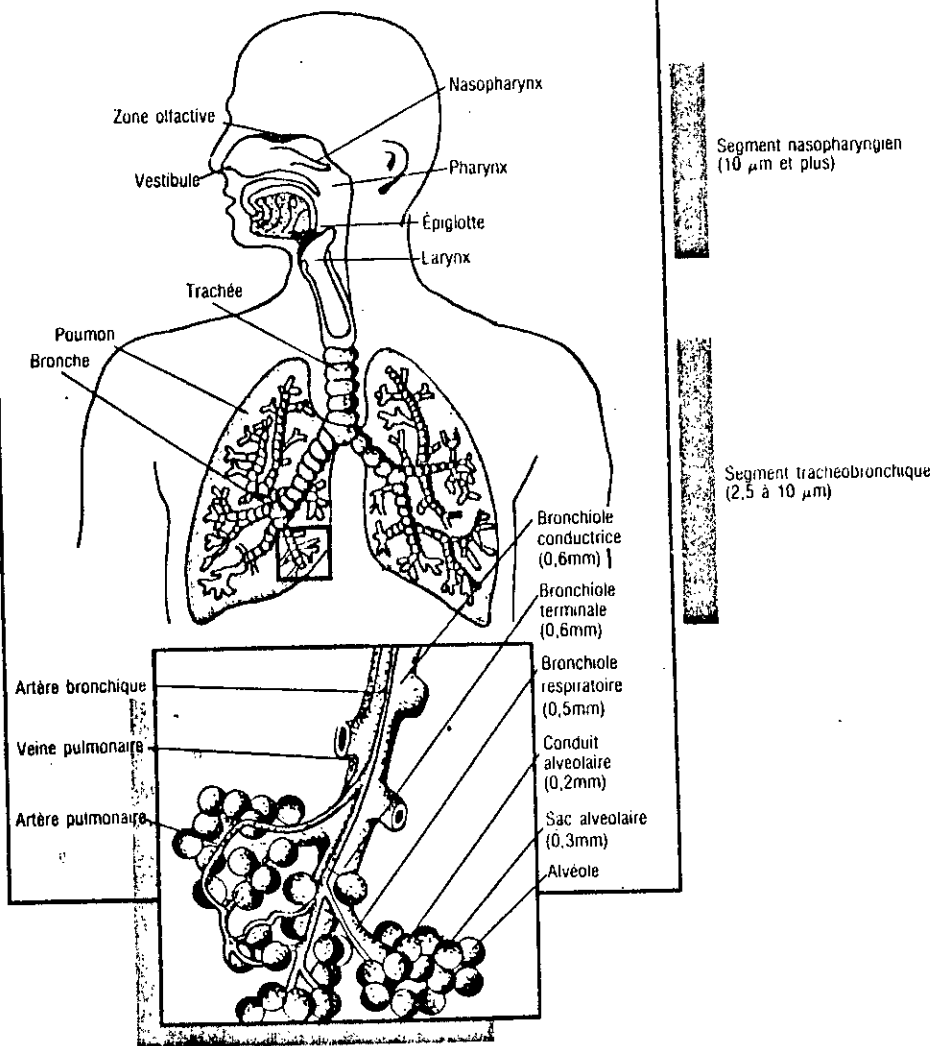


Figure IV.5: Système respiratoire et pénétration des particules selon leur diamètre, d'après J.P.Bisson [9] .

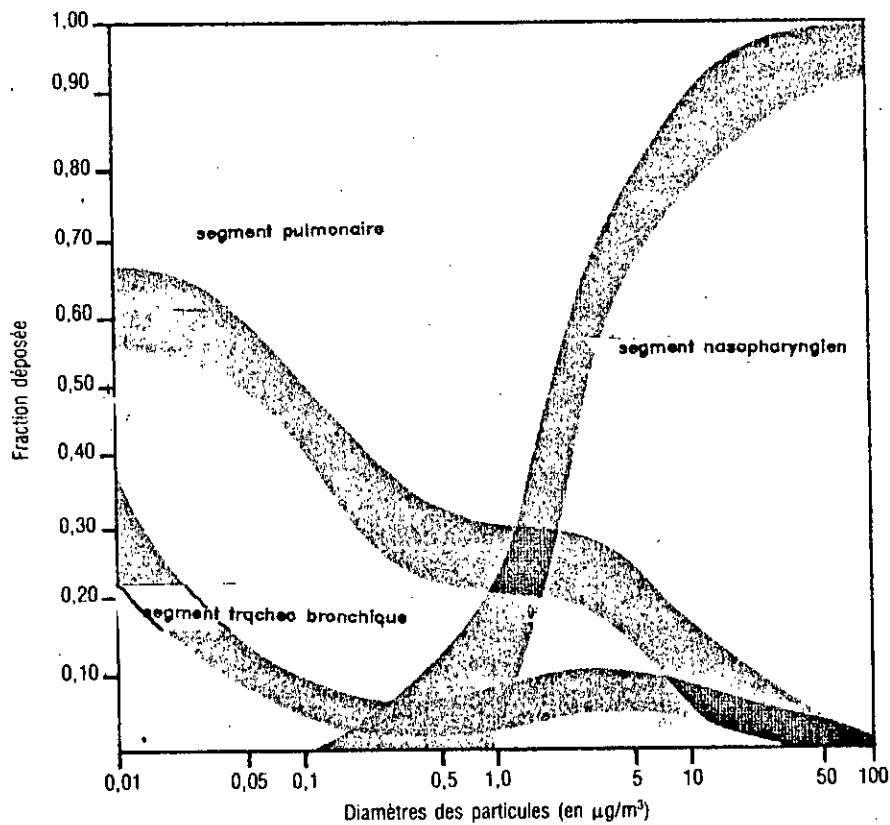


Figure IV.6: Dépôt des particules dans le système respiratoire selon leur diamètre [9]

plus exactement le secteur du transport. Le plomb est un métal dense, d'un gris bleuâtre, mou et déformable. Les tableaux IV.16, 17 indiquent les utilisations de certains composés du plomb et les sources d'émission dans l'atmosphère respectivement.

Tableau IV.16: Quelques utilisations des composés du plomb d'après Jan W. et al. [176]

Composés	Formule chimique	Utilisations
Arséniate de plomb	Pb As O ₄	Insecticide, médecine vétérinaire
Chromates de plomb	PbO . Pb Cr O ₄ et Pb Cr O ₄	Pigments, décoration de la porcelaine, tissus
Monoxyde de plomb	PbO	Pommades, enduits, mastic, pigment, réactif pour l'analyse, siccatifs dans les peintures
Silicate de plomb	Pb Si O ₃	Verrerie, céramiques
Sulfate de plomb	Pb SO ₄	Pigments, batteries, tissus
Orthoplombate de Plomb	Pb ₃ O ₄	Pigments, teintures, produits chimiques
Tétraéthyle de Plomb et tétraméthyle de Plomb	Pb (C ₂ H ₅) ₄ Pb (CH ₃) ₄	Additifs antidétonant de l'essence, fabrication de pesticides organiques à base de mercure, remplissage de compteurs Geiger

Tableau IV.17: Sources d'émission du plomb dans l'atmosphère d'après US. EPA [177]

- mines de plomb
- production primaire de plomb
- production primaire de cuivre
- production primaire de zinc
- production de batteries
- additifs de carburant (transport)
- Soudure
- couverture de câbles
- manufacture du cuivre et de bronze

- incinération des ordures municipales
- incinération des boues d'eaux usées
- combustion du charbon
- combustion des huiles résiduelles et raffinées
- production d'acier
- fonderie de fer gris
- production de ciment
- pigments
- fourneau électrique de silicamanganèse
- fourneau électrique de ferromanganèse

8 - 2 - Sources du plomb atmosphérique.

Depuis plusieurs années, une polémique opposait les chercheurs à propos de l'évolution des teneurs en plomb dans la basse atmosphère. Pour certains, les fortes concentrations présentes de nos jours sont dues essentiellement à l'activité humaine [178 - 180]. Pour d'autres, il existait déjà dans les temps anciens de fortes concentrations en plomb dans l'atmosphère émises par différents processus comme l'érosion éolienne des roches et des sols, les volcans, et les océans. Et qu'en fait l'activité humaine n'aurait que peu modifié ces concentrations déjà naturellement élevées [181 - 187]. Pour mettre fin à cette polémique, une équipe de chercheurs a étudiée le plomb dans les glaces anciennes et dans les neiges récentes de deux grandes calottes glaciaires de l'Antarctique et du Groenland.

En Antarctique, en effet les couches de neiges situées entre la surface et quelques dizaines de mètres de profondeur correspondent à des périodes de temps pouvant atteindre plusieurs siècles. Pour cette étude, de grandes précautions ont été prises afin d'éviter la contamination des échantillons lors des prélèvements [178, 179, 188 - 195] et des méthodes modernes d'analyses ont été utilisées: la dilution isotopique avec spectrométrie de masse [178, 179, 188 - 191] et la spectrométrie d'absorption atomique sans flamme [181 - 184, 192]. Les résultats obtenus par Patterson C. et al. [196] montrent les variations des concentrations du plomb dans la neige et la glace de l'antarctique et du Groenland au cours des derniers siècles (figures IV.7, 8). En Antarctique, les concentrations étaient de l'ordre de 0,4 pg Pb/g de glace il y'a quelques milliers d'années; elles sont maintenant environ cinq fois plus grandes. Au Groenland, les concentrations, datant de plusieurs milliers d'années, étaient inférieures à 1 pg/g. Dans les années soixante, elles avaient atteint plus de deux cent fois cette valeur à cause de l'introduction massive du plomb anthropogénique dans la troposphère de l'hémisphère nord. Ainsi donc, l'étude du plomb dans les neiges et les glaces, de l'antarctique et du Groenland, a permis de montrer l'extension géographique de la pollution de la troposphère par le plomb. Il ne fait maintenant plus aucun doute que l'ensemble de la troposphère est atteint par cette pollution, jusque dans les régions les plus éloignées de l'hémisphère sud. Partout, le plomb anthropique a pris le pas, et de loin, sur le plomb naturel. Il apparait que les émissions de plomb, durant l'année 1975 dans le monde,

sont de 24,5 millions de Kg et de 449 million de Kg, de source naturelle et anthropique respectivement. Les émissions anthropiques sont 18 fois supérieures aux émissions naturelles. On remarque que la combustion de carburant, à elle seule, émet $273 \cdot 10^6$ Kg de plomb; soit 60% des émissions anthropiques totales. C'est donc le secteur du transport routier qui émet le plus de plomb dans l'atmosphère.

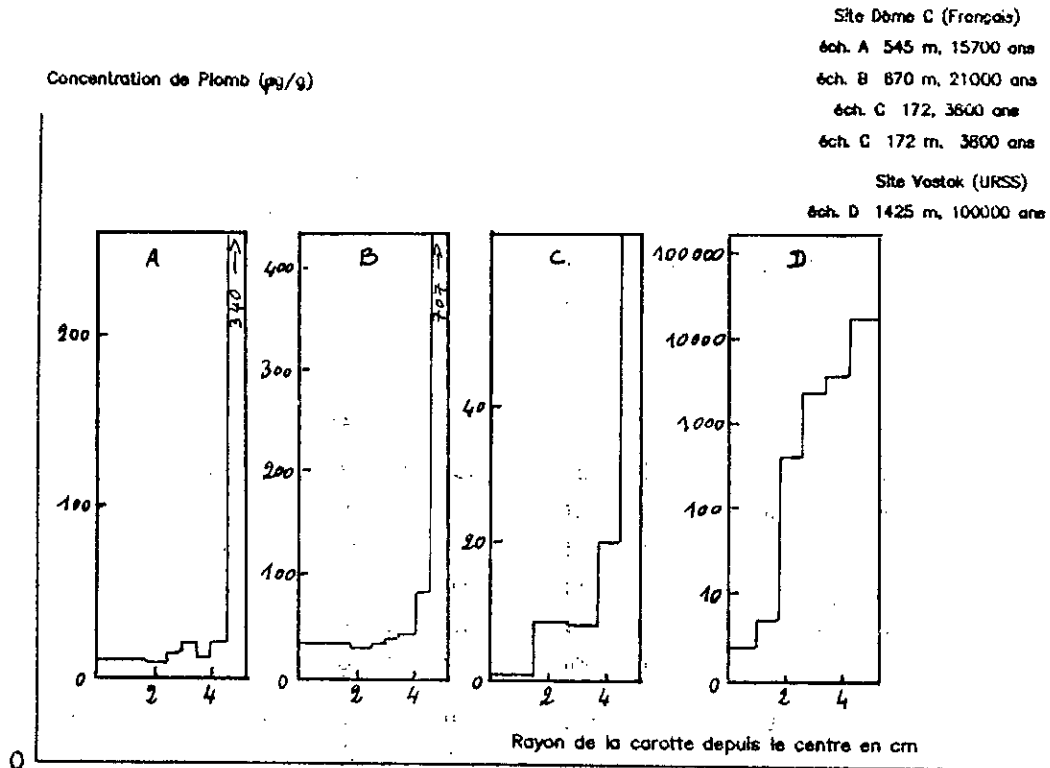


Figure IV.7: Concentration de Plomb dans l'Antarctique d'après C. Boutron et al.[196].

8 - 3 - Plomb émis par le secteur du transport.

Au début des années vingt, on découvrit que l'ajout de plomb tétraéthyle dans l'essence augmentait l'indice d'octane (*) et empêchait la détonation, caractérisée par le cliquetis du moteur. L'addition du plomb à l'essence fût rapidement adoptée et influença profondément les techniques de fabrication automobile et de raffinage du pétrole. On a découvert ensuite que le plomb joue un rôle lubrifiant en recouvrant la surface des sièges de soupapes, que le fonctionnement du moteur use alors moins.

Brunner [197] a observé qu'environ 25% du plomb mélangé à l'essence restait fixé dans le moteur et les tuyaux d'échappement à partir des 75% qui constituent l'émission proprement dite, un quart environ (soit 19% du plomb total contenu dans l'essence) est constitué par des particules accusant plus de $5\mu\text{m}$ de diamètre. Les autres particules ont un diamètre inférieur à $0,1\mu\text{m}$ [198].

(*) Indice d'octane: nombre (%) indiquant la résistance du carburant au cliquetis de la combustion.

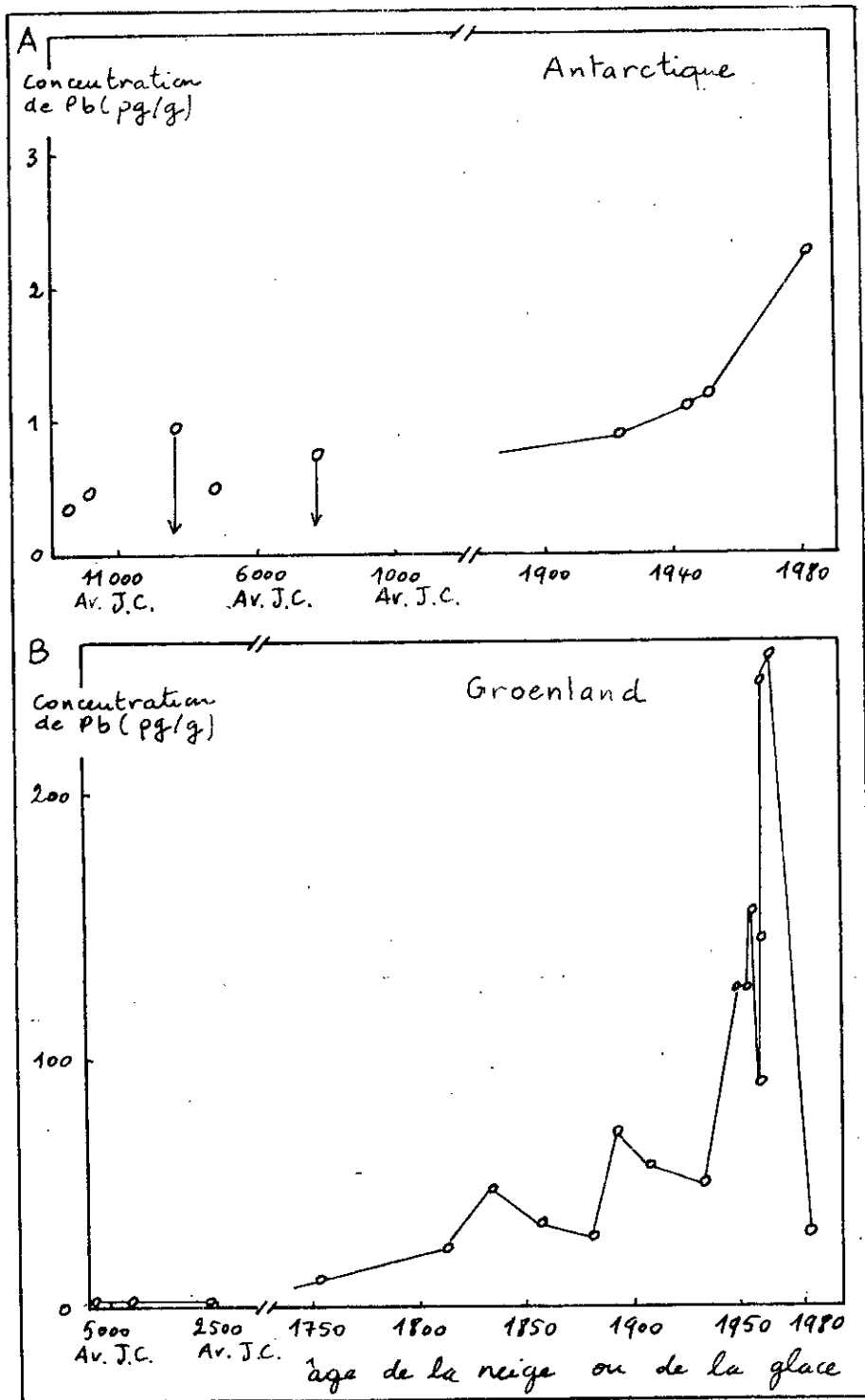


Figure IV.8: Variation des concentrations de Plomb dans la neige et la glace de l'Antarctique et du Groenland, d'après C. Boutron et al. [196].

8 - 4 - Niveaux de pollution par le plomb.

Les concentrations de plomb dans l'atmosphère sont très variables d'une région à une autre, et dépendent surtout du trafic automobile en milieu urbain. Le tableau IV.18 donne les niveaux typiques de plomb dans l'environnement urbain.

Tableau IV.18: Niveaux typiques de plomb dans l'environnement urbain
d'après The National Academy of Sciences, Washington [199]

Milieux	Intervalle de concentration de Pb
Air (ambiant)	0,5-2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Air (prés d'un trafic routier dense)	5-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Eau	1-20 $\mu\text{g}/\text{l}$
Aliments	0,1-0,5 $\mu\text{g}/\text{g}$
Sol (à quelques cm)	100-10 000 $\mu\text{g}/\text{g}$
Poussières des rues	206-20 000 $\mu\text{g}/\text{g}$
Poussières de l'intérieur	18-11 000 $\mu\text{g}/\text{g}$
Peinture	1-5 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$

Plusieurs auteurs ont noté la diminution du plomb dans l'atmosphère à la suite de la réduction du plomb dans l'essence et de l'introduction de l'essence sans plomb [200 - 203]. Les figures IV.9, 10 montrent que les teneurs en plomb dans l'air suivent la même variation que la consommation de carburant, ce qui ne laisse aucun doute de l'origine du plomb en milieu urbain.

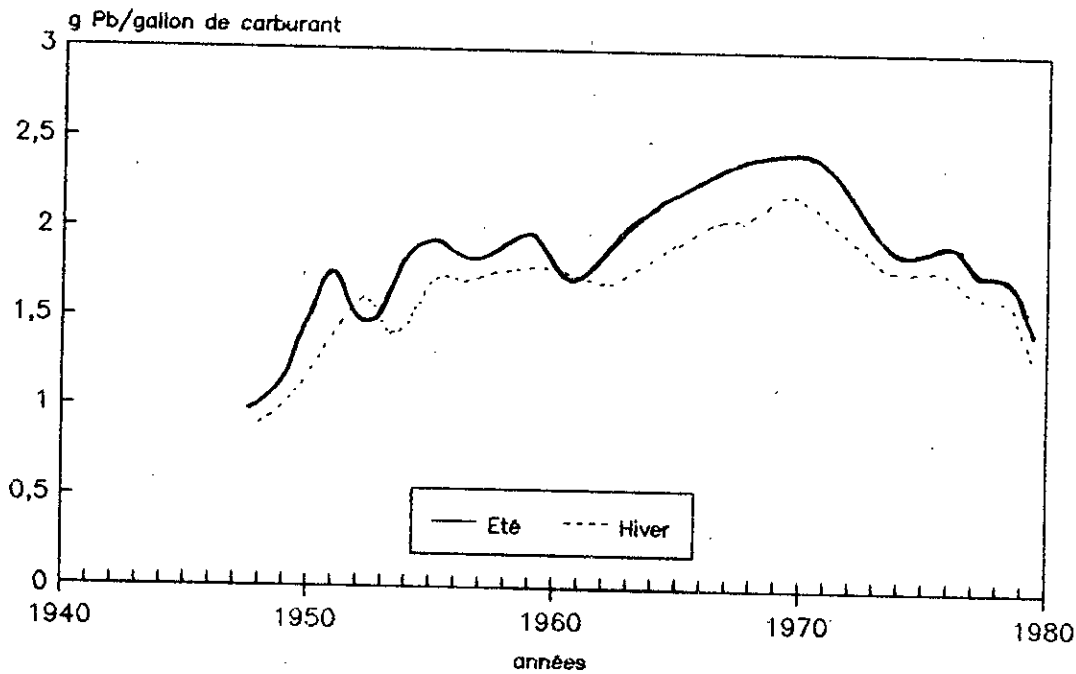


Figure IV.9: Evolution du Plomb dans le carburant aux USA, d'après S. Eisenreich et al. [204].

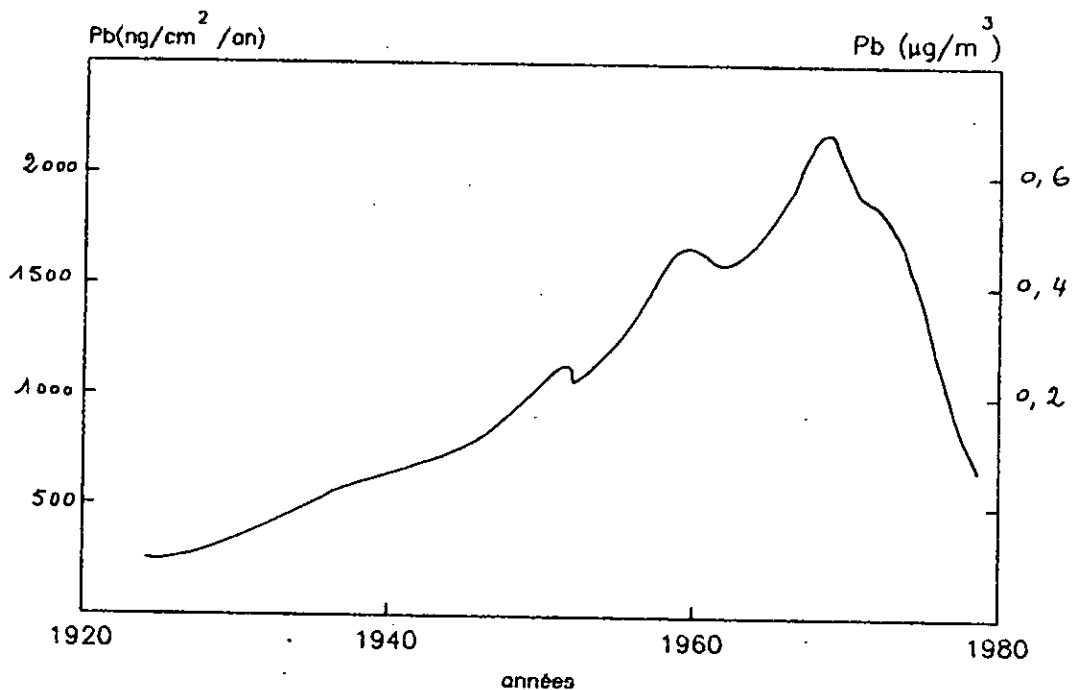


Figure IV.10: Relation entre le Plomb dans les retombées et dans l'air au Minnesota, d'après Eisenreich S.J. [204]

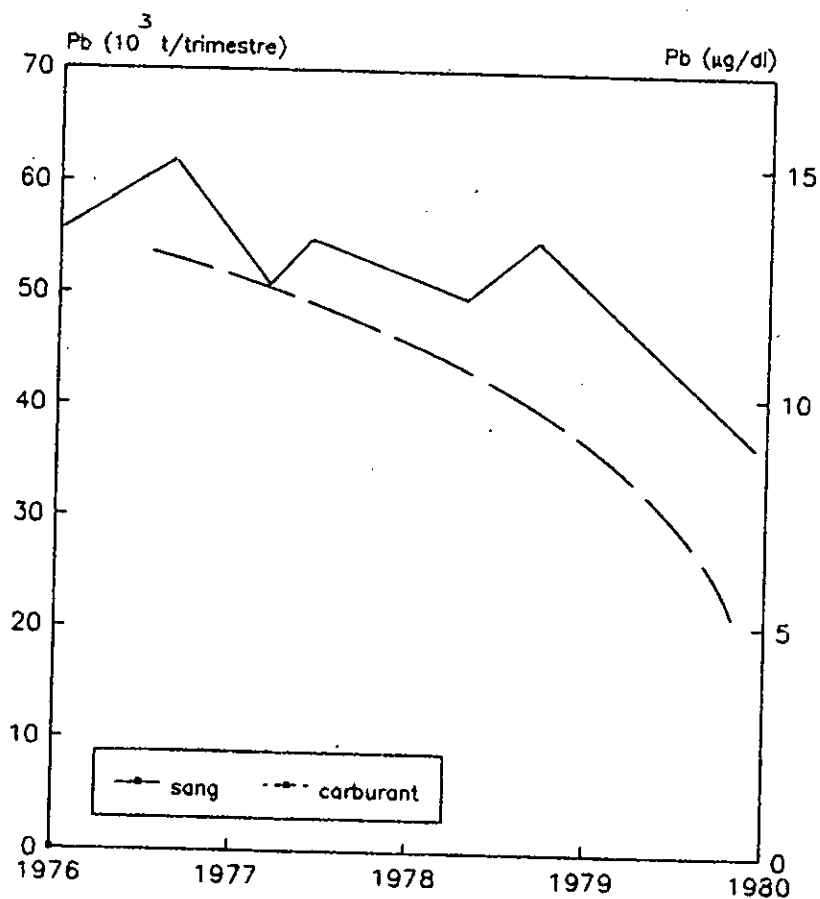


Figure IV.11: Quantité de Plomb utilisé dans l'essence et sa teneur dans le sang d'après R.L. Boeckx [202]

Cette diminution entraîne une réduction de la teneur en plomb du sang, comme le montre les résultats de Boeckx [202] sur la figure IV.11.

8 - 5 - Effets du plomb

8 - 5 - 1 - Effet sur l'homme.

Si les qualités antidétonantes et lubrifiantes du plomb présentent certains avantages, la recherche scientifique a montré de façon concluante que les effets nocifs du plomb sur la santé et l'environnement étaient de loin plus importants que ses mérites comme additifs de l'essence. Les progrès réalisés par l'hygiène du travail ont pratiquement éliminé le saturnisme aigu. Toutefois, l'exposition chronique aux faibles doses de plomb dans l'environnement demeure un problème grave. Même l'exposition à des concentrations faibles risque d'entraîner des problèmes de santé importants, y compris des dommages au cerveau et au système nerveux qui peuvent se solder par la détérioration permanente et irréversible des capacités mentales et physiques [205]. L'ensemble des études [202, 206] montrent que les enfants sont les plus menacés par le plomb car ils assimilent 50% du plomb absorbé contre 10% seulement pour les adultes [207, 208]. Une recherche effectuée par Needlman et al. [209] à l'hôpital pour enfants de Pittsburgh (USA), montre que les niveaux de concentrations du plomb dans le sang aussi bas que 10 à 15 $\mu\text{g}/\text{dl}$ (*), et peut-être moins, pourraient déjà conduire à des effets indésirables pour les foetus humains et les enfants. La population concernée devient alors très importante. Les incidences du plomb pour la santé englobent:

- des effets négatifs sur le développement mental des jeunes enfants;
- l'augmentation du risque de naissance prématurée;
- l'interférence avec la formation de l'hémoglobine, l'inhibition de la croissance et l'hypertension.

La concentration de plomb dans le sang est directement liée à la concentration de plomb dans l'air. Colombo [210] a développé un modèle (figure IV.12) sur les deux concentrations de plomb: dans l'air et dans le sang.

$$\text{Pb.B} = \left[\frac{a(\text{Pb.A})}{b + (\text{Pb.A})^p} + C \right]^m$$

avec Pb.B: concentration de plomb dans le sang ($\mu\text{g}/\text{dl}$)

Pb.A: concentration de plomb dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

p, m: paramètres

a, b, c: constantes

(*) Concentration de plomb dans le sang exprimée en $\mu\text{g}/\text{décilitre}$.

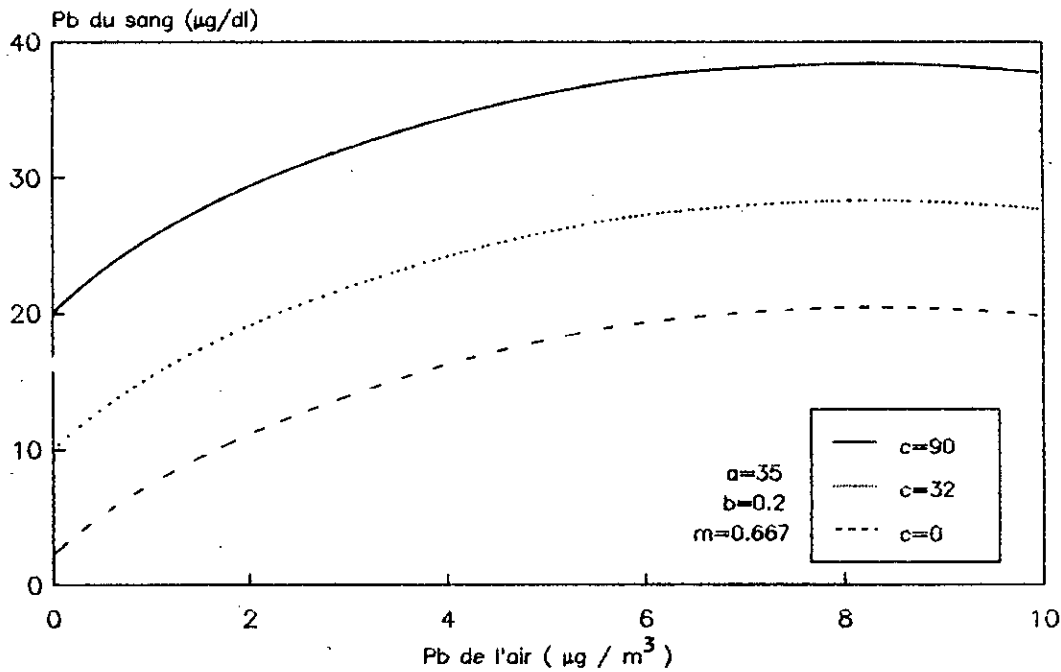


Figure IV.12: Relation entre le Plomb dans l'air et dans le sang, d'après A.Colombo [210].

En milieu urbain, le plomb est émis quasi uniquement par les véhicules sur les différents axes routiers. La figure IV.13 montre l'effet de l'éloignement, à partir de la rue, sur la concentration de plomb dans l'air et déposé sur le sol.

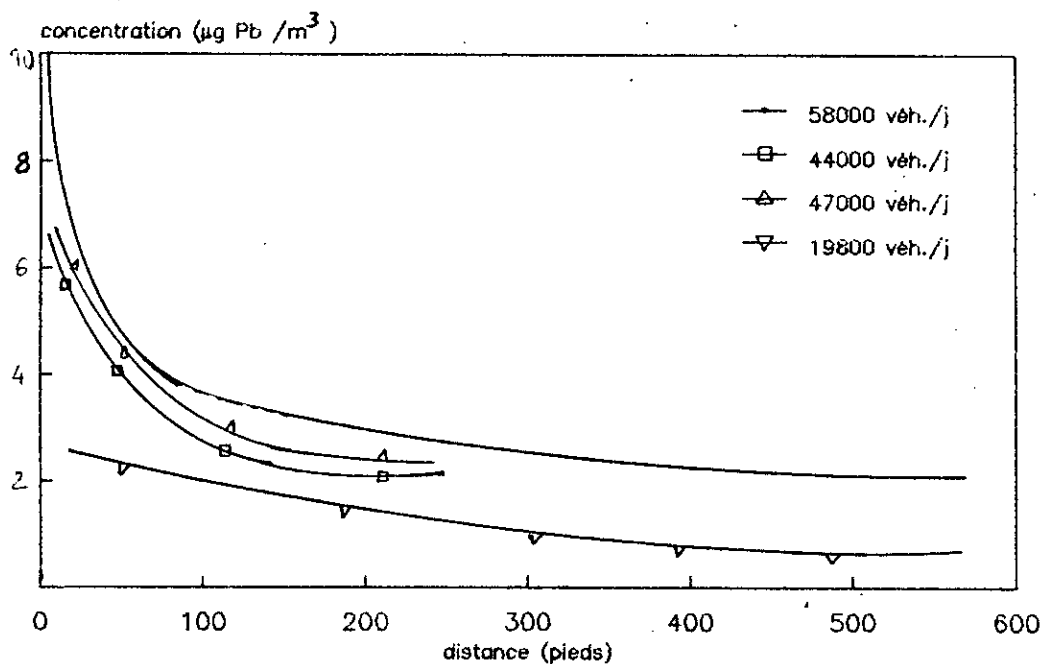


Figure IV.13: Concentration de plomb dans l'air au bord d'une rue à forte densité, d'après C. Daines et al.[177].

Dans les deux cas, la concentration décroît exponentiellement avec la distance. La figure IV.14 représente les concentrations annuelles de plomb dans l'air pour quelques villes dans le monde à laquelle nous joignons les résultats d'une étude faite sur la ville d'Alger [211]. Tandis que la figure IV.15 représente les concentrations moyennes de plomb dans le sang des habitants de certaines grandes villes, y compris Alger.

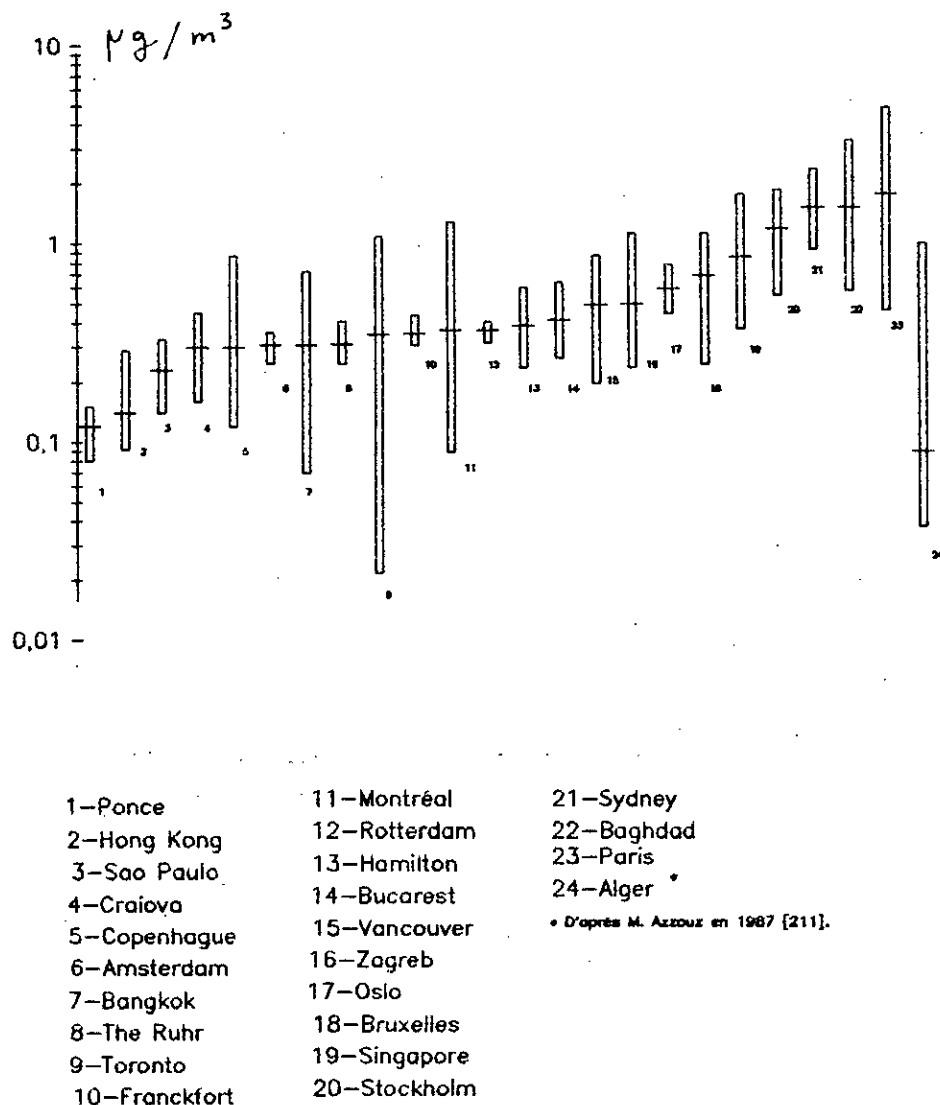
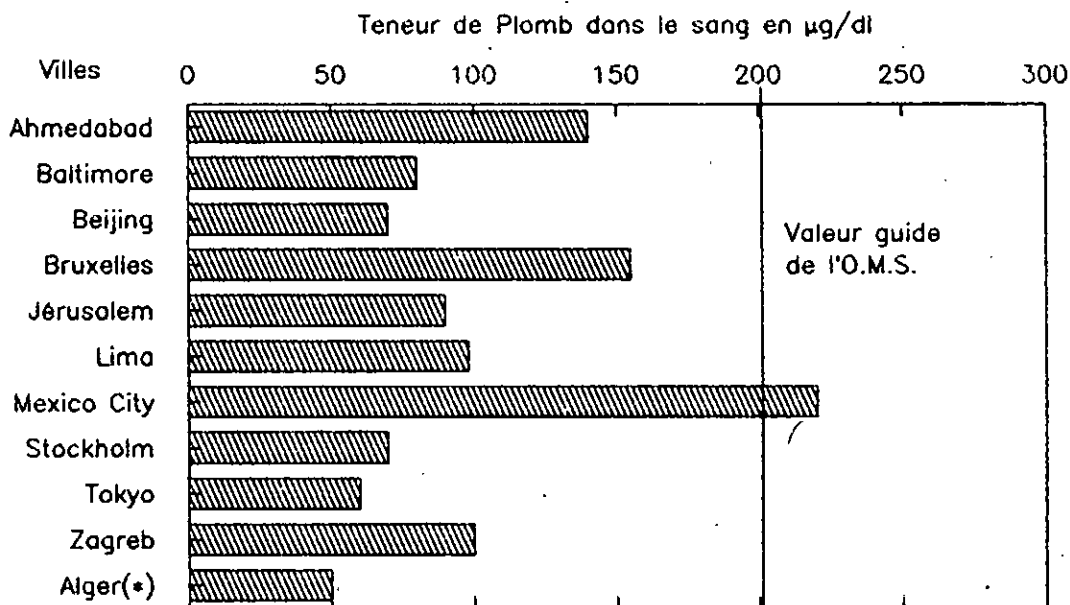


Figure IV.14: Concentrations moyennes annuelles de Plomb dans l'air entre 1980 - 1984 [212]

Année 1981



* D'après M. Azzouz en 1987,[211]

Figure IV.15: Concentrations moyennes annuelles de Plomb dans le sang, d'après PNUE & OMS [212].

8 - 5 - 2 - Effets sur les végétaux.

Le plomb évacué des moteurs, sous forme de divers sels, en particuliers des oxydes, est sous la consistance de fines poussières qui se déposent plus ou moins rapidement selon leur granulométrie. Ces dépôts sont particulièrement importants le long des routes à fortes densité de circulation, dans les villes et le long des autoroutes. Leur aire de dispersion latérale peut atteindre plus de 100 mètres d'éloignement et se déposent sur la végétation et le sol. La concentration en plomb des organes végétaux est fortement dépendante de la nature de ces derniers; les feuilles étalées, les limbes finement découpés, les épidermes poilus ou rugueux retiennent notablement plus de plomb que les organes lisses, minces et érigés. Les organes souterrains ne présentent généralement pas d'accumulation importante de plomb [213]. Par ailleurs les dépôts de plomb ne pénètrent guère à l'intérieur des tissus mais restent généralement superficiels. On peut éliminer jusqu'à 60% de dépôt par simple lavage à l'eau courante [213]. Alors que les végétaux croissant en dehors des zones de circulation automobile n'accusent que des teneurs en plomb inférieures à 5 mg/kg de matière sèche (5 ppm), les prélèvements en bordure d'autoroutes relèvent des teneurs de 50, 100, voire 500 ppm de plomb [213]. Lorsque des haies d'essences forestières pérennes bordent une route à forte densité de circulation, une notable partie des poussières de plomb est retenue, exerçant ainsi une action protectrice efficace au bénéfice des cultures limitrophes (figure IV.16). Le tableau IV.19 donne les teneurs de métaux lourds contenus dans la végétation dans la zone industrielle de Bristol.

Tableau IV.19: Teneurs en ppm de certains métaux lourds dans la végétation à Bristol [140]

Distance de la Zone d'émission (miles)	Mousse (1)			Lichen (2)			Herbe (3)		
	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd
2,4	100	839	86	80	531	72	9	68	6
2,5	120	1,213	93	130	675	68	10	102	8
3,0	131	1,315	122	146	832	73	26	123	8
2,6	1,200	4,870	137	1,528	1,135	83	49	146	13
2,7	1,411	6,315	140	1,631	1,839	84	112	287	14
2,9	1,623	6,835	148	1,623	3,271	90	148	338	14
4,5	864	1,839	110	631	1,261	65	41	140	13
5,2	783	1,753	97	523	671	41	37	86	10
6,0	389	876	49	417	386	20	38	78	4

(1) *Eurhynchium praelongum* (2) *Parmelia* (3) *Lolium perenne*

Tableau IV.21: Retombée de plomb en zone urbaine et rurale au Minnesota aux USA [204]

Années	Concentration en mg/cm ² /an	
	Urbain	Rural
1977	-	700
1979	2000	430
1981	640	340
1982	480	120
1983	370	100

Du fait que la pollution des sols, aux abords des routes (tableau IV.22), dépasse de loin les concentrations étudiées lors des essais en vase, il serait très intéressant d'étudier l'absorption du plomb par les plantes pour des concentrations allant jusqu'à 2000 ppm en présence de précipitations acides.

Tableau IV.22: Teneur en plomb des poussières d'après Day et al. [215]

<u>Lieux</u>	<u>Concentration en ppm</u>
Birmingham	1000-2500
Rio de Janeiro	700
77 villes aux USA	1500-2400
Manchester	
- urbain	970
- rural	85

8 - 5 - 3 - Effet sur les animaux.

La pollution du sol, par les métaux lourds, constitue une menace pour le développement des plantes et un danger pour les animaux ou les êtres humains qui consomment ces récoltes contaminées, et donc le risque d'augmenter les métaux lourds dans la chaîne alimentaire [216]. Les tableaux IV.23, 24 montrent les résultats d'analyse du plomb contenu dans les organes et matériels de vaches laitières à la suite d'affouragement avec du foin contenant du plomb.

Tableau IV.23: Teneurs de plomb dans les organes de vaches laitières après 36 jours d'affouragement avec du foin contenant 99 ppm de plomb [213]

Organe	Concentrations moyennes (ppm)		Rapport
	C	Vache référence	C/Ref
Muscles	0,240	0,080	3 : 1
Reins	1,576	0,140	11 : 1
Foie	1,655	0,080	21 : 1
Os du bassin	24,99	1,326	19 : 1
Mamelles	0,555	0,051	10 : 1

Tableau IV.24: Teneurs de plomb dans les fèces, urines, sang et lait de vaches affouragées avec du foin en provenance des abords d'une autoroute [213]

Matériel analysé	Référence Fourrage normal		Fourrage d'autoroute	
			Essai	1 2
Fèces (mg Pb/Kg mat.sèche)	16,7	15	215	157
Urines (mg/l)	0,04	0,04	0,8	0,88
Lait (mg/l)	0,02	0,02	0,04	0,07
Sang (mg/l)	-	0,09	0,14	0,22

9 - Conclusion.

Au cours de la dernière décennie, un nombre croissant d'études ont mis en évidence le danger que représente le plomb à faible dose pour la santé publique, en particulier pour les enfants. Selon le professeur Patterson C. [217-225], on se rendra compte, dans l'avenir, que l'espèce humaine dans son ensemble a subi diverses altérations physiologiques et intellectuelles provoquées par l'exposition continue à long terme à ces faibles doses de plomb. Il pense que ces altérations, portant sur de très vastes populations, auront une influence significative sur l'évolution de l'histoire de l'humanité.

Chapitre V

Pollution par le secteur du transport routier

1- Problématique du transport urbain

1-1 - Introduction

Le succès et l'existence continue de la société urbaine est cruciallement dépendant de l'efficacité et la disponibilité des moyens de transport. En effet, les villes concentrent les différentes activités économiques et administratives, ce qui impose aux citoyens un déplacement permanent, vers la même destination et au même instant, causant ainsi une lenteur dans le réseau de circulation urbaine.

1-2 - Relations empiriques de la circulation

Certaines relations empiriques ont été établies afin d'analyser le problème du trafic routier en milieu urbain. La plus importante relation relie le flux du trafic routier urbain (nombre de véhicules par unité de temps) le long d'une rue donnée et la vitesse moyenne de circulation (figure V.1). Elle montre que la vitesse de circulation commence à être affectée à partir d'un certain débit de circulation et chute brusquement au-delà d'une certaine limite du débit. La relation définissant la capacité technique d'une rue urbaine est représentée sur la figure V.2

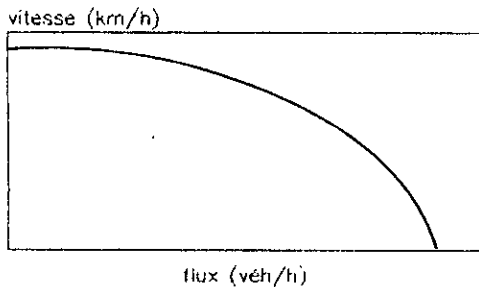


Figure V.1: Relation entre flux de voitures en circulation et leurs vitesses respectives [226].

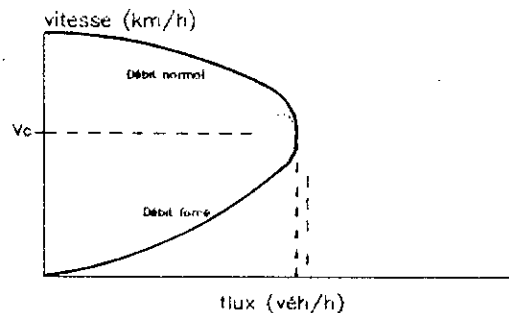


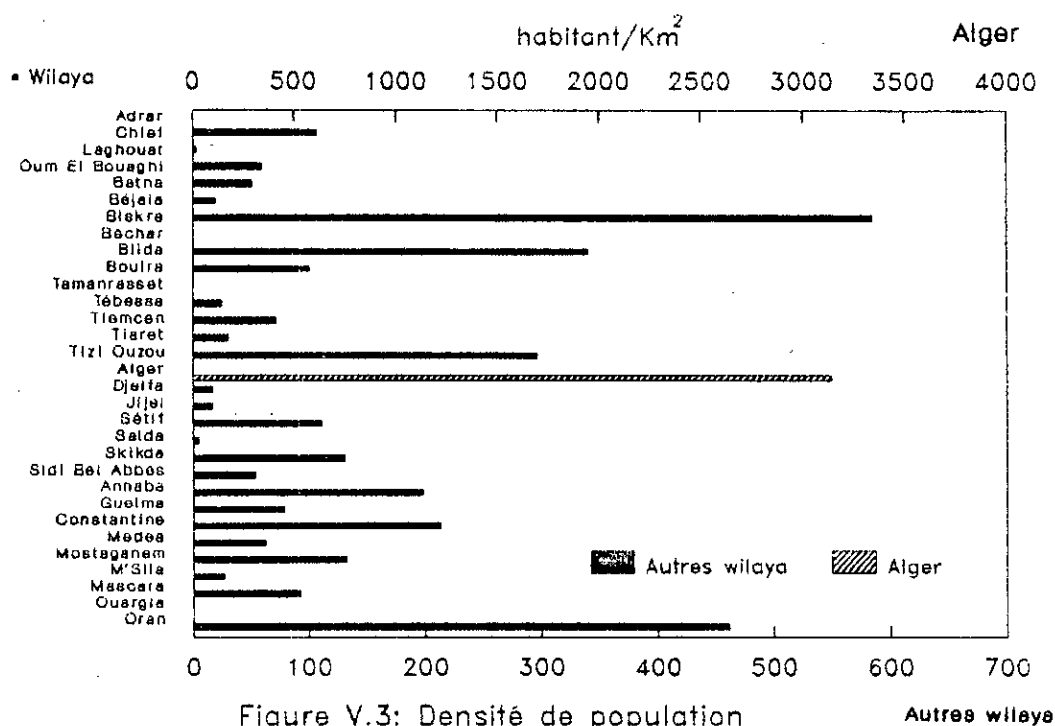
Figure V.2: Capacité technique d'un axe routier [226]

Le débit maximum C est la capacité physique de la rue. Quand le nombre de véhicules croît, la vitesse moyenne du trafic diminue et le débit croît pour atteindre cette valeur C , c'est une phase de fluidité normale. Si le nombre de véhicule croît encore, la vitesse et le débit décroissent jusqu'à s'annuler pour donner un bouchon dans le trafic: C'est la phase de fluidité forcée.

La capacité technique d'une rue ne varie pas seulement avec la capacité physique (type de rue, largeur, nombre de voie, ...), mais aussi avec d'autres facteurs comme la composition du trafic (véhicule léger; lourd, état des véhicules, ...), et les conditions météorologiques de manière générale. D'autres facteurs spécifiques, pour la plupart des pays en voie de développement, sont aussi responsables de la capacité technique des rues: le non respect du code de la route, le stationnement anarchique (sur la voie et le trottoir), manque d'entretien de la voirie, circulation des piétons sur la chaussée, traversée de la chaussée en dehors des passages protégés, construction exagérée de ralentisseurs comme c'est le cas en Algérie ces dernières années.

2 - Motorisation en Algérie

Les résultats de l'enquête sur l'importance de la motorisation en Algérie montrent une répartition assez hétérogène à travers le territoire national. La densité de population et le taux de motorisation régional peuvent rendre compte de la circulation au niveau de chaque région (figures V.3, 4, 5).



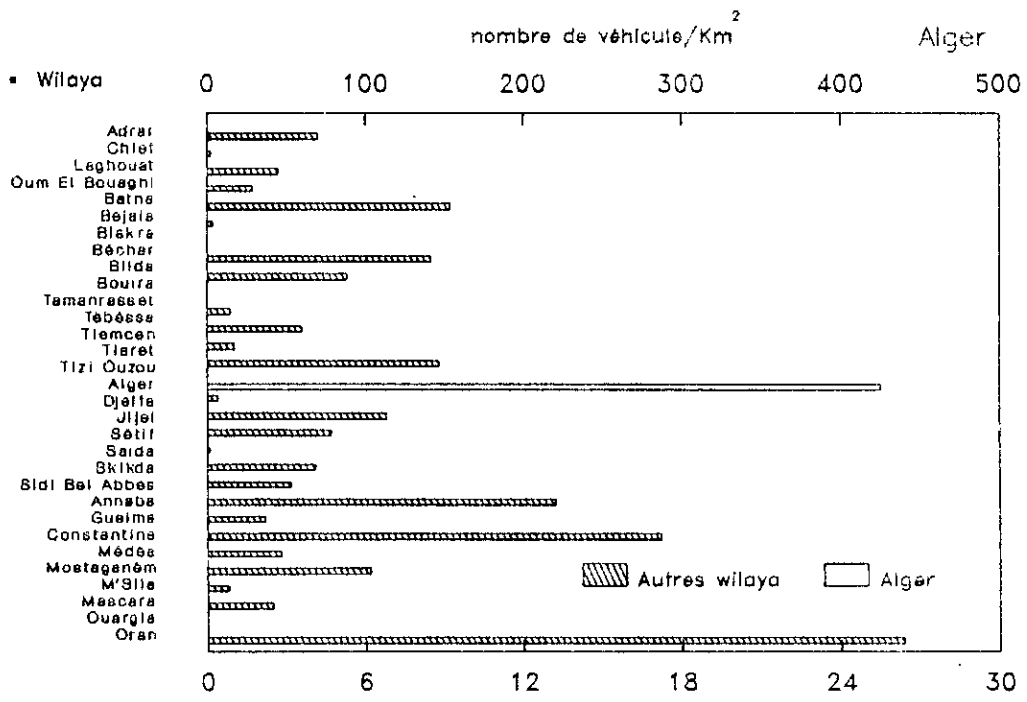


Figure V.4: Densité de Présence des véhicules par wilaya en 1984

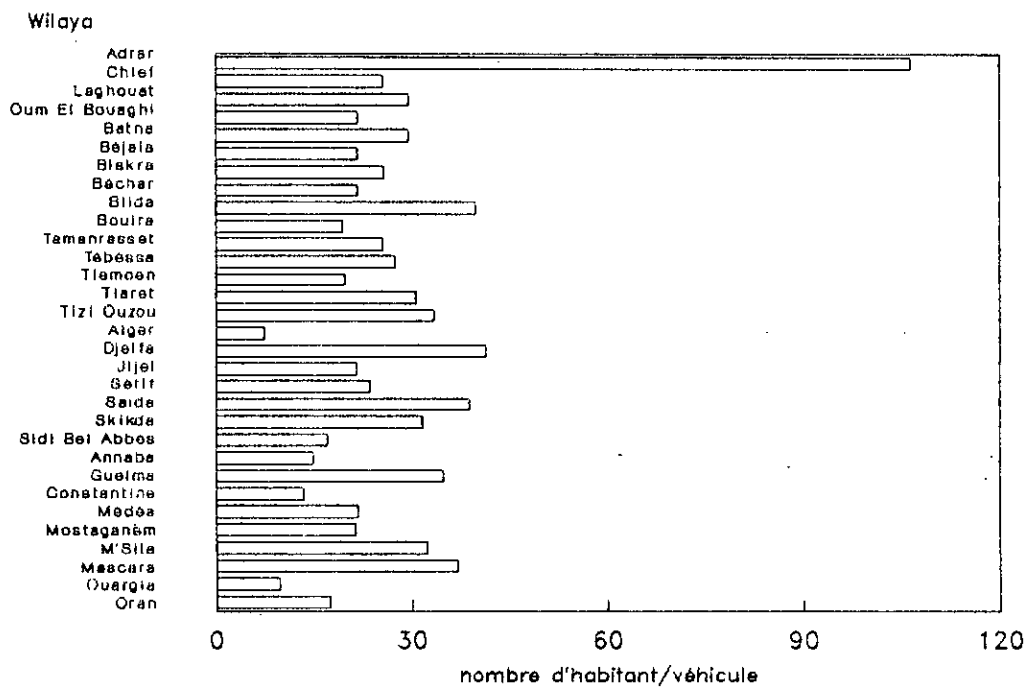


Figure V.5: Taux de motorisation régional en 1986

D'autres part, l'introduction d'un rapport entre le nombre de voitures d'une wilaya et sa superficie, comme étant une densité de présence de véhicule, montre la concentration des voitures pour chaque région (figure V.4). Ce paramètre a été utilisé afin de comparer le trafic routier dans les différentes régions du pays seulement, sachant que le nombre de voitures immatriculées dans une wilaya ne circule pas obligatoirement dans cette wilaya et peut être à l'arrêt.

Il ressort de cette étude qu'Alger est de loin la ville la plus exposée à la pollution urbaine due au trafic routier, à la densité de population élevée, au taux de motorisation le plus élevé et par conséquent la densité de présence des véhicules la plus élevée. Le rapport de densité de présence des véhicules qui donne le nombre de véhicules présent dans une superficie d'un kilomètre carré, est égale au nombre d'habitant présent sur cette superficie rapporté au taux de motorisation. Cette densité peut être qualifiée par le taux de risque d'exposition à la pollution urbaine, plus le rapport est grand, plus le risque d'exposition est important. La figure V.6a, b montrent l'évolution du parc automobile national et sa répartition par wilaya.

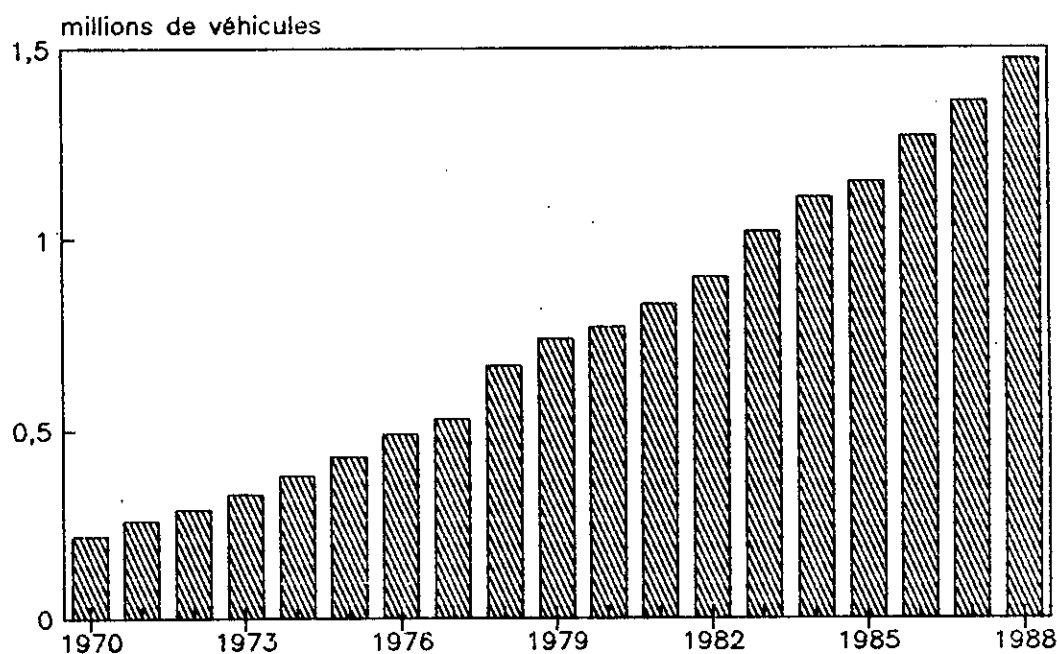


Figure V.6a: Croissance du parc automobile total de l'Algérie

• wilaya

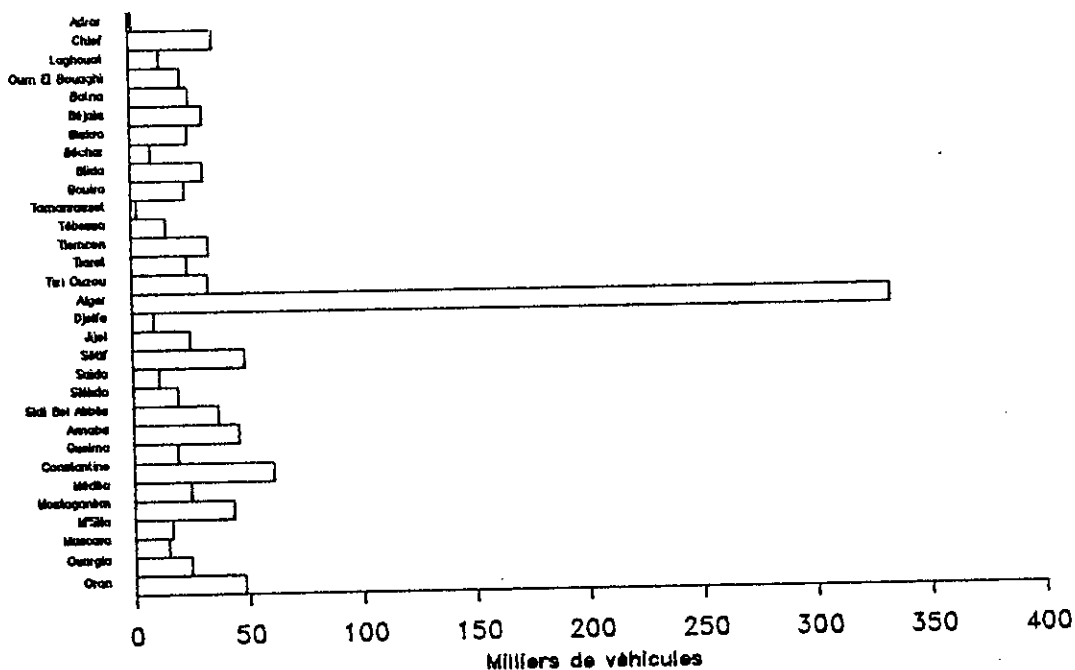


Figure V.6b: Répartition du parc automobile par wilaya en 1984

L'évolution du réseau routier en Algérie est résumé sur la figure V.7. Il a très peu évolué de 1967 jusqu'à 1982, date de lancement de plusieurs projets de construction de routes. L'ampleur du réseau routier algérien est donnée par densité de route par rapport à la superficie du pays.

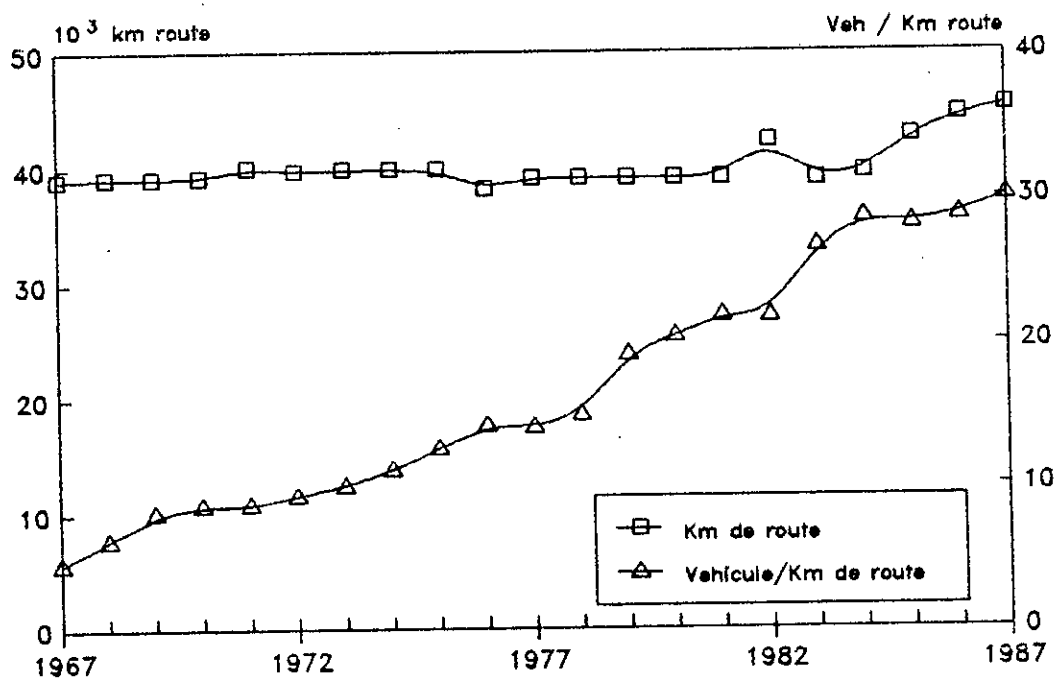


Figure V.7: Données du réseau routier national

La figure V.8 représente l'évolution du taux de motorisation en Algérie de 1967 jusqu'à 1988, ce taux passe de 72 hab / veh en 1967 à 16 hab / veh en 1988. En moyenne, la disponibilité de véhicule par habitant, à l'échelle nationale, s'est accrue dans un rapport de 4,5 en 21 ans.

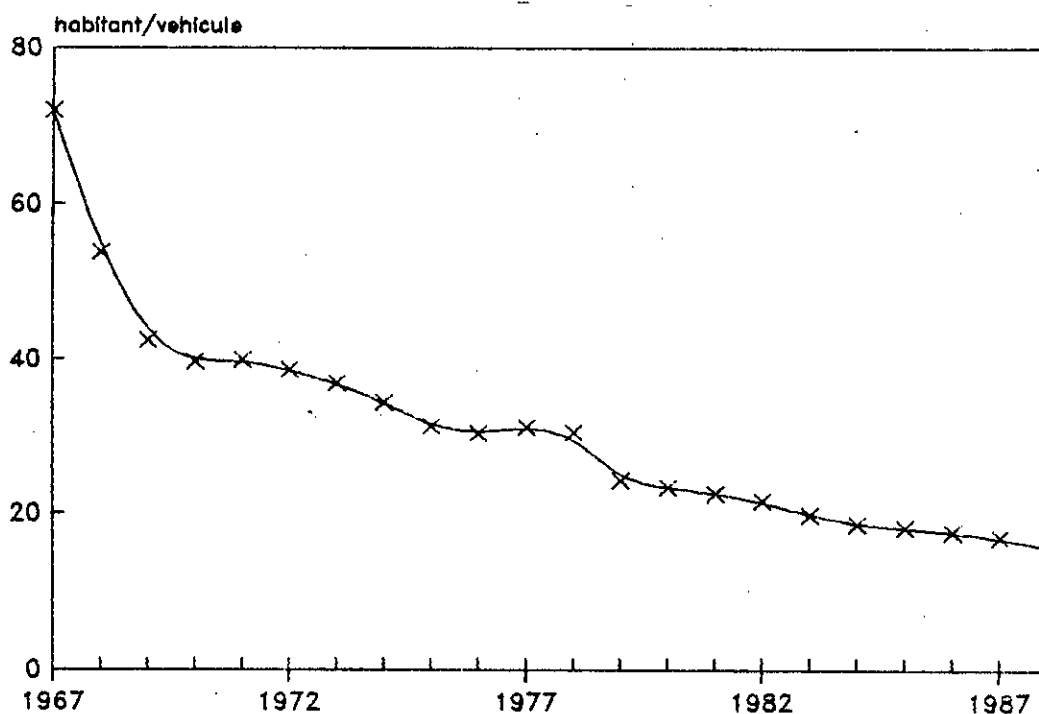


Figure V.8: Evolution du taux de motorisation global en Algérie

La rapport entre le nombre de véhicules et le nombre de kilomètres de route représente la densité des véhicules sur les routes. Ce paramètre nous permet de comparer l'évolution du parc automobile et le réseau routier. On constate qu'il croît en permanence, ce qui laisse croire que la construction de route ne suit pas l'évolution du parc. Le tableau V.1 rassemble les données du parc et du réseau routier dans les pays arabes, alors que le tableau V.2 compare le taux de motorisation de notre pays à celui de quelques pays dans le monde.

Le nombre de voiture en circulation et le nombre de voyageurs ne cesse de croître dans le monde (fig III.8) et il en est de même pour l'Algérie. C'est ce nombre, croissant sans cesse, de voiture en circulation qui est responsable de la pollution en milieu urbain.

Parmi les causes de pollution urbaine à Alger, le vieillissement du parc et le manque d'entretien des véhicules. On compte plus de 72% des véhicules du parc Algérien qui sont âgés plus de cinq ans tandis qu'à Blida, plus de 94% des véhicules ont plus de cinq ans (figures V.9, 10).

Le parc algérien est en croissance permanente depuis 1970 et parallèlement la vente de carburant. La figure V.11 montre l'évolution du parc et la vente de carburant. On constate qu'ils évoluent dans le même sens et sont proportionnels, d'où le trafic routier de plus en plus important donnant lieu à une émission de polluants galopante.

Tableau V.1: Quelques paramètres du trafic routier dans les pays arabes en 1985

Pays	DP ₂ hab/km	TM hab/veh	DV ₂ veh/km	DVR veh/km route
Jordanie	36.8	24.8	1.5	29.45
EAU	15.5	6.9	2.2	82.28
Bahrein	604.2	4.6	131.3	97.30
Arab.Séoudite	5.2	3.8	1.4	70.93
Soudan	8.6	224.4	0.039	32.66
Syrie	57.4	70.3	0.8	8.92
Somalie	10.2	500	0.02	5.00
Irak	35.7	26.5	1.3	30.16
Oman	5.3	6.9	0.77	50.46
Qatar	26.4	2.2	12	144.12
Koweït	118.7	2.8	42.4	1373.35
Liban	250	5.8	43.1	64.82
Egypte	48.3	75.7	0.64	42.82
Yemen	17.2	92.2	0.19	22.83
Tunisie	46.2	36	1.3	11.26
Algérie	9.3	28.5	0.33	19.92
Mauritanie	1.7	190	0.009	6.25
Maroc	54.4	34.5	1.6	26.72
Lybie	2.3	6.3	0.36	39.73

source des données: O.N.S.

DP: densité de population

TM: taux de motorisation

DV: densité des véhicules sur chaque territoire

DR: densité du réseau routier

dvr: densité des véhicules sur les routes

dans le monde

<u>pays</u>	<u>pers/véh</u>	<u>Années</u>
U.S.A.	1.6	1989
Grande Bretagne	2.5	1989
C.E.E.	2.6	1989
Japon	3.7	1989
Grèce	4	1991
Allemagne (R.F.A)	2.4	1989
Argentine	6.6	1980
Pologne	8.2	1989
Mexique	11.1	1980
Brésil	12.1	1980
Algérie	15.8	1988
Roumanie	20	1991
U.R.S.S.	21	1989
Turquie	26	1991
Inde	455	1989
Chine	1055	1989

Source O.N.S. et Argus 1992

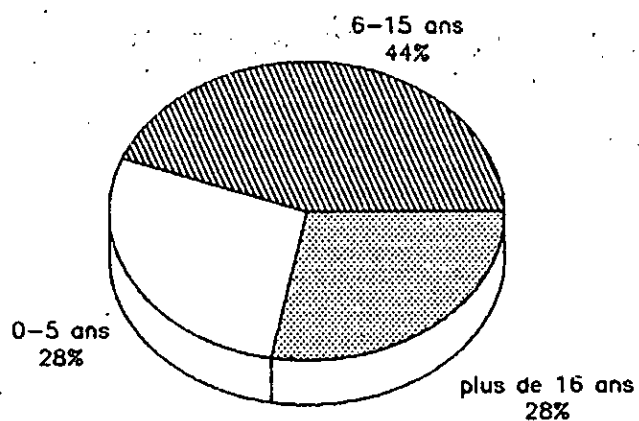


Figure V.9: Répartition du parc national selon l'âge des véhicules au 31 12 1987

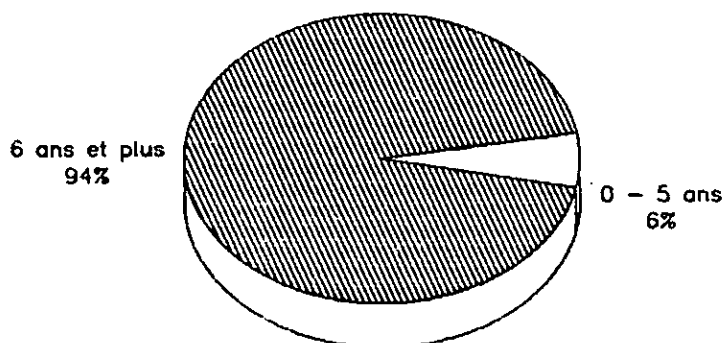


Figure V.10: Age du parc automobile de la wilaya de Blida au 31 12 1989

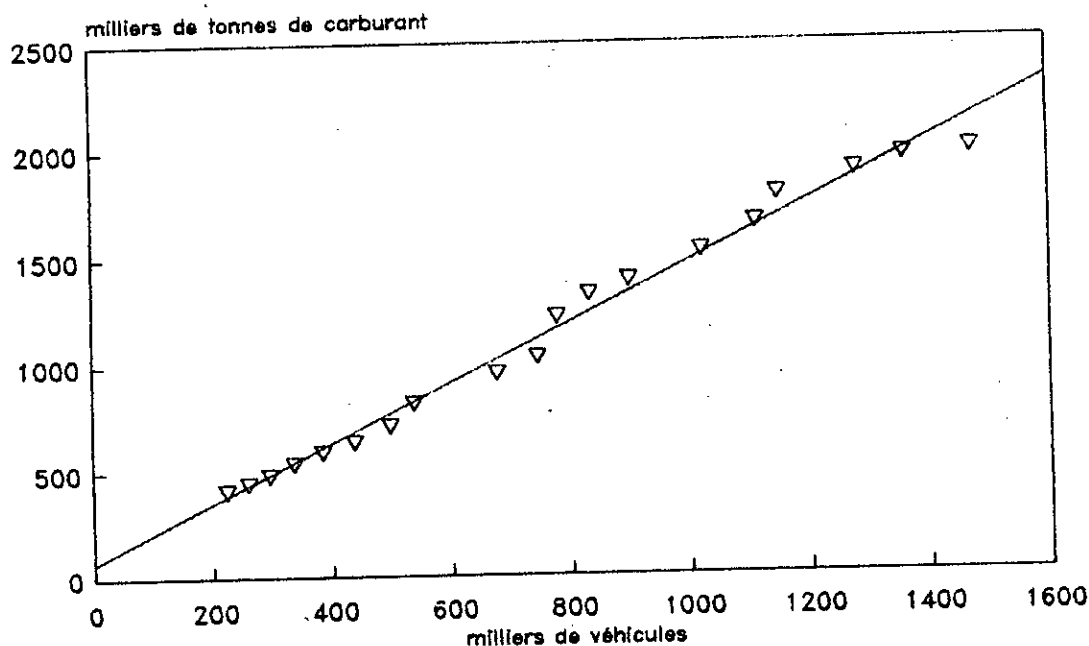


Figure V.11: Corrélation entre la vente de carburant et la croissance du parc de 1970 à 1988 en Algérie

Alger, la capitale, contient, à elle seule, plus du tiers du parc automobile national avec un taux de motorisation, une densité de population et de véhicule les plus élevés du pays. Elle se trouve ainsi la ville la plus exposée à une pollution urbaine par les véhicules en circulation.

3 - Pollution due au trafic routier

3 - 1 - Introduction

L'ensemble des moyens de transport existant actuellement sont une source de pollution de l'air: véhicules routier, chemin de fer, navigation, aviation. Cependant, c'est aux véhicules automobiles que revient la plus grande part de la pollution urbaine à cause de leur concentration dans les villes. Le taux de motorisation élevé et la forte intensité du trafic routier sont responsables de la pollution de l'air en milieu urbain, comme c'est le cas à Los Angeles qu'est l'exemple type de par le monde.

3 - 2 - Les émissions de voitures

Fondamentalement, la formation de polluants est conditionnée par la richesse du mélange air/essence que l'on introduit dans le cylindre. On montre, sur la figure V.12, la variation relative des polluants émis en fonction du ratio air/essence. La combustion idéale (stoechiométrique) nécessite 14,6 g d'air pour 1g d'essence actuel environ.

En mélange riche avec un excès d'essence (ratio < 1), la combustion est incomplète, les émissions de CO et de HCT* sont importantes, et la température reste relativement basse

* HCT: Hydrocarbures totaux

ce qui conduit à de faibles émissions en NO_x . En mélange stoechiométrique, les émissions de CO et HCT diminuent tandis que les émissions de NO_x , conditionnées par les températures élevées, augmentent.

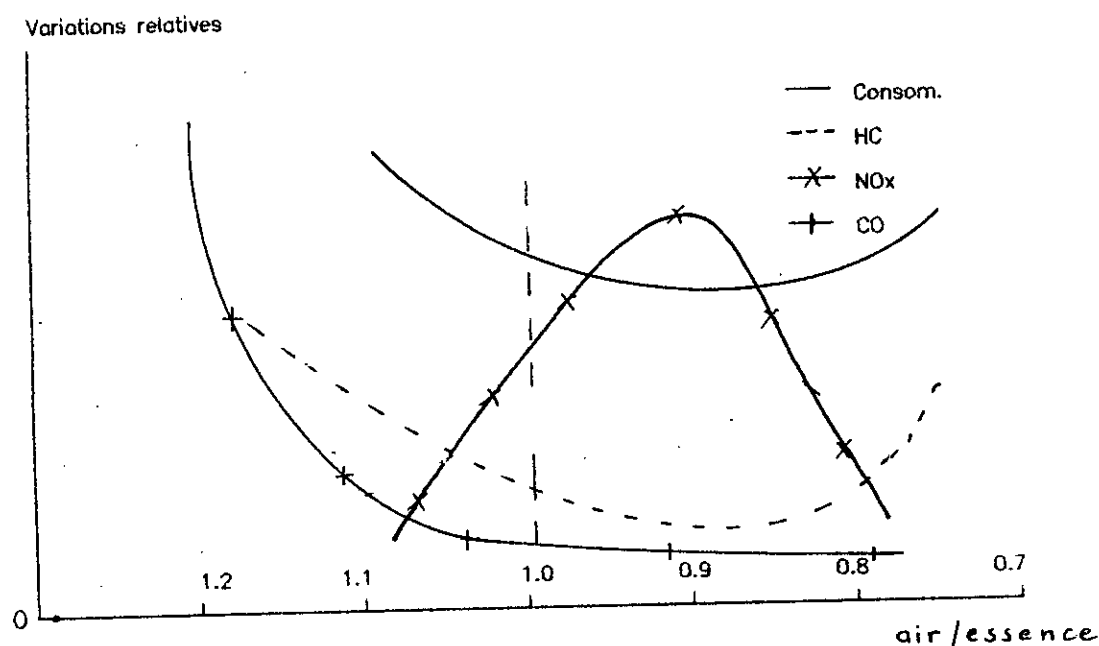


Figure V.12: Influence de la richesse du mélange sur les émissions, d'après R. Joumard [228]

La nature et la quantité de polluants émis, par tonne de carburant figure sur le tableau V.3, et par Km parcouru figure sur le tableau V.4. La part de transport dans la pollution de l'air est importante en zone urbaine, particulièrement pour le CO, NO_x et le plomb (tableau V.5).

Tableau V.3: Nature des polluants émis en Kg par tonne de carburant [229]

<u>Polluants</u>	<u>Moteur a essence</u>	<u>Moteur Diesel</u>
CO	465.59	20.81
CHT	23.28	4.16
NO_x	15.83	13.01
SO_2	1.86	7.80
Aldehydes	0.93	0.78

Tableau V.4: Nature et quantité de polluants émis
par Km parcouru [230]

<u>Nature du polluant</u>	<u>Emission en g/Km</u>
Monoxyde de Carbone	22
Hydrocarbure totaux	2.82
Oxydes d'Azote	2.6
Dioxyde de Soufre	0.16
Plomb	0.012

Tableau V.5: Part du transport dans
la pollution de l'air [231]

<u>Type de polluants</u>	<u>% émis</u>
Monoxyde de Carbone (CO)	90
Oxydes d'Azote (NO _x)	50
Plomb dans l'air (Pb)	>=50
Benzene	80
Hydrocarbures	50
Dioxyde de Carbone (CO ₂)	25

3 - 3 - Principaux facteurs d'influence sur la pollution

Le régime de circulation routière contribue à la pollution de l'air. Les embouteillages, les arrêts répétés et prolongés provoquent plus de polluants. Et pour mieux caractériser l'allure du trafic et son influence sur la pollution, certains pays ont établi des cycles routiers en milieu urbain. Ils représentent les différentes phases de la circulation, leur vitesses et durées respectives. Les figures V.13a, b montre les cycles routiers de l'Europe, le Japon, les U.S.A. et l'Inde.

Le cycle routier de l'Algérie n'a pas été encore établi. La composition et les teneurs des gaz d'échappement selon le régime de circulation des voitures à essence et diesel, sont présentées sur le tableau V.6.

Les voitures diesel sont plus polluantes en poussières mais peu polluantes en monoxyde de carbone et hydrocarbures totaux [235]. L'émission de NO_x reste comparable pour les deux types de moteur. La vitesse de circulation influe sur la nature des émissions

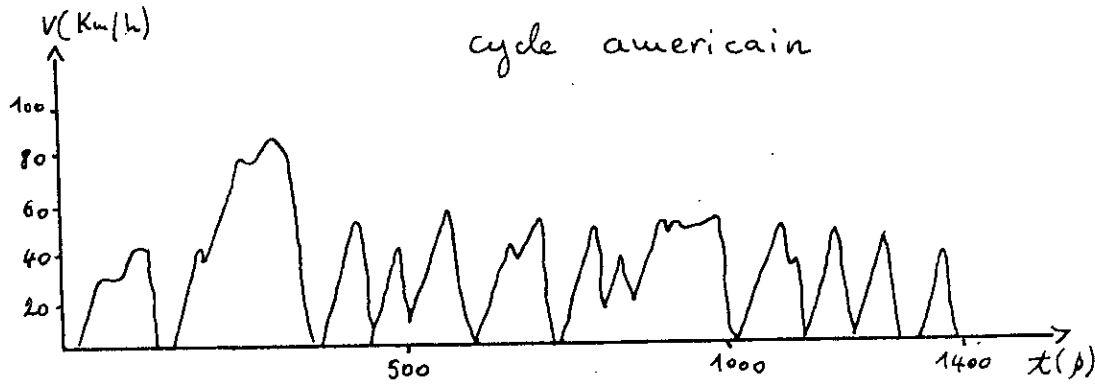
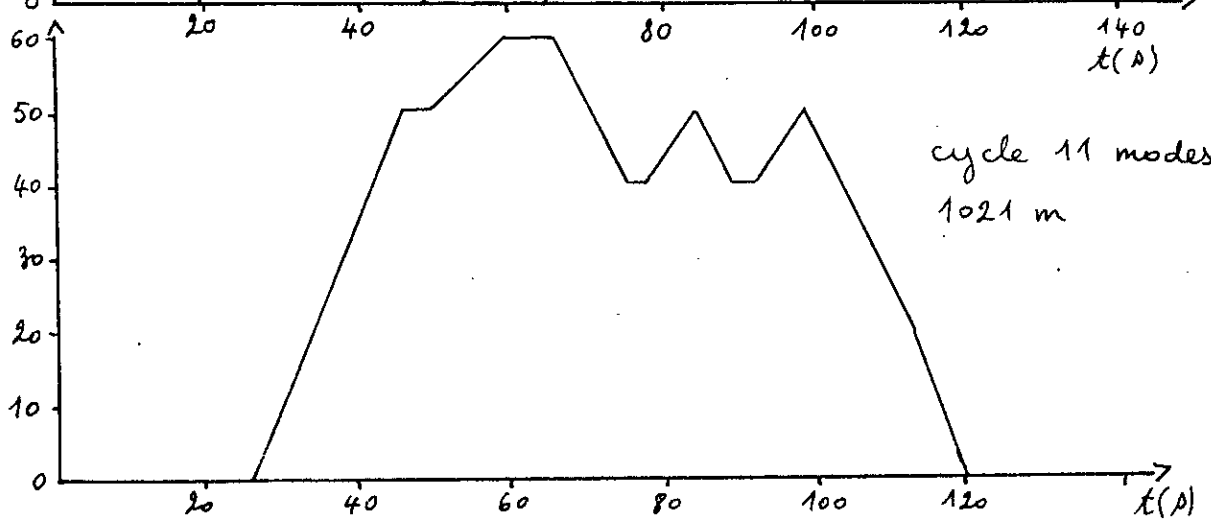
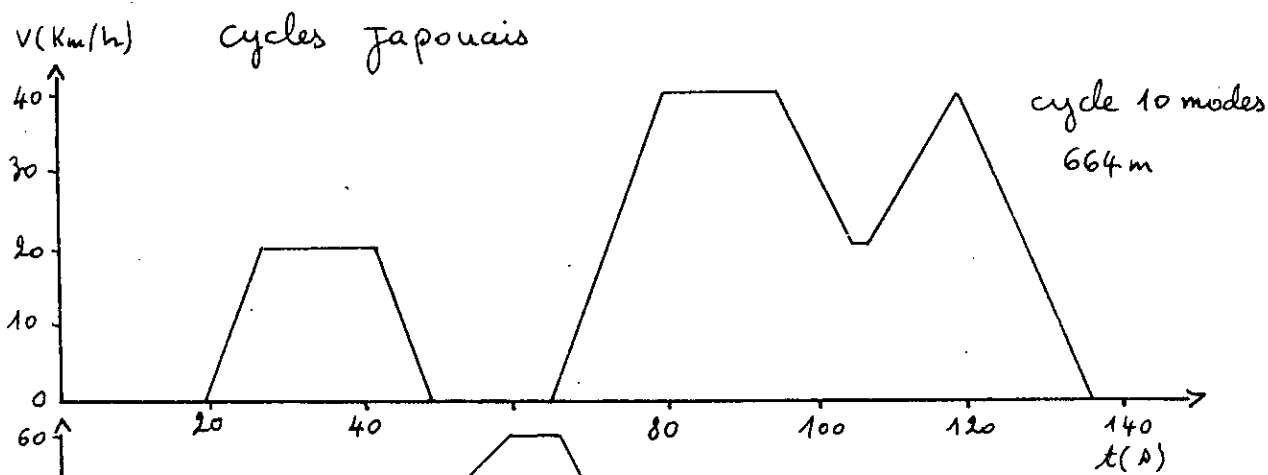
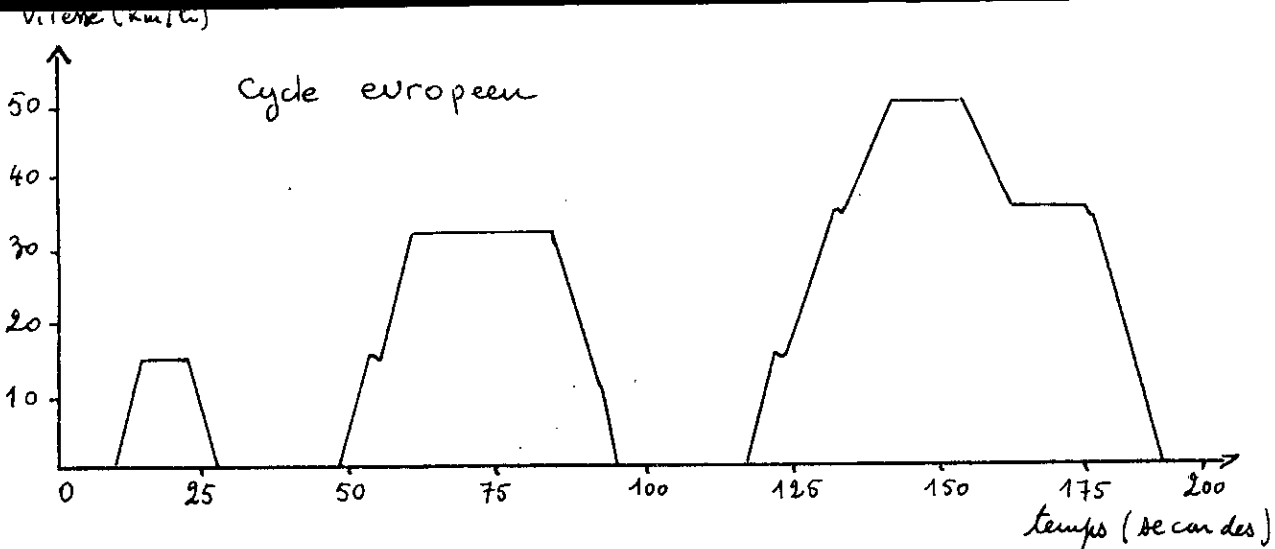


Figure V.13a: Cycles routiers de certains pays [232]

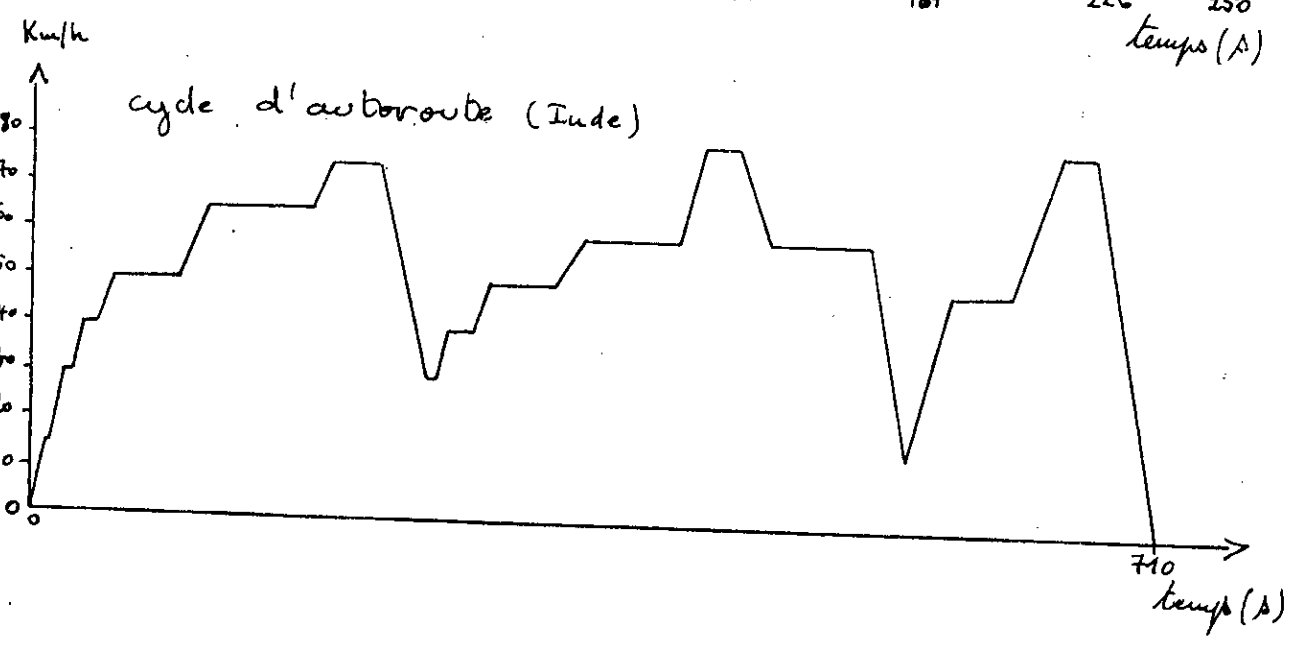
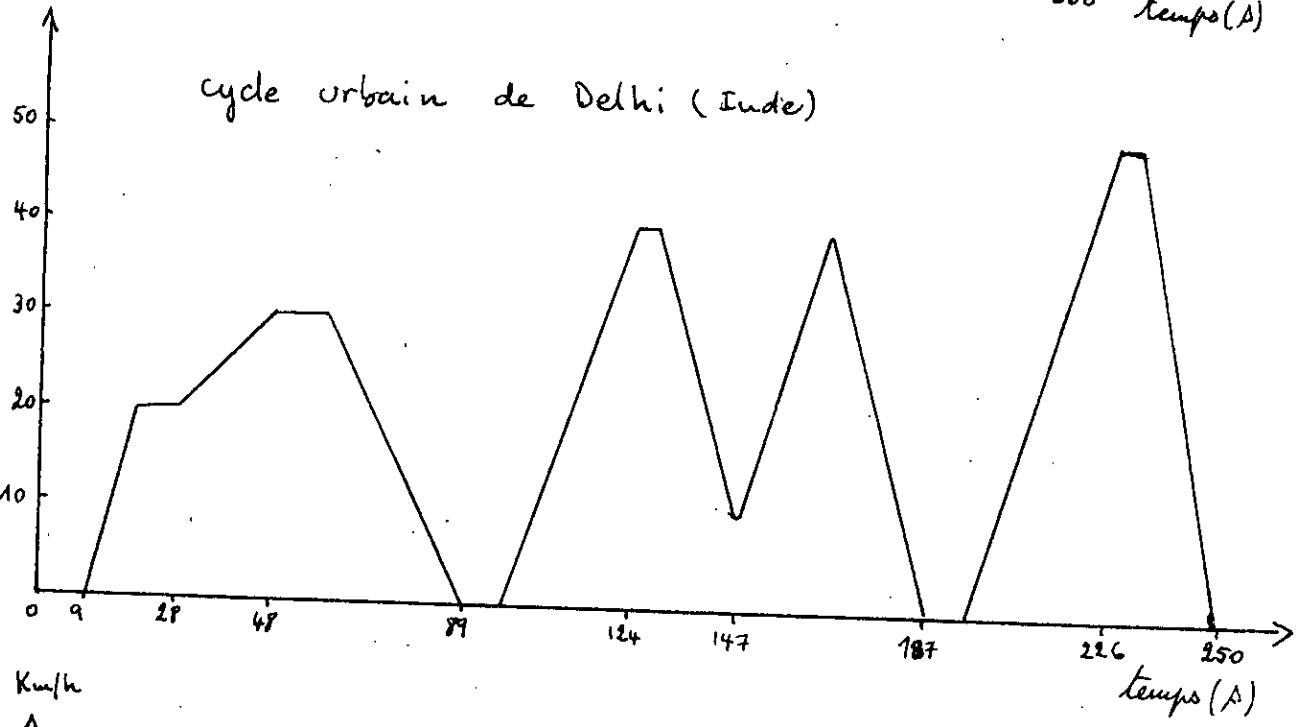
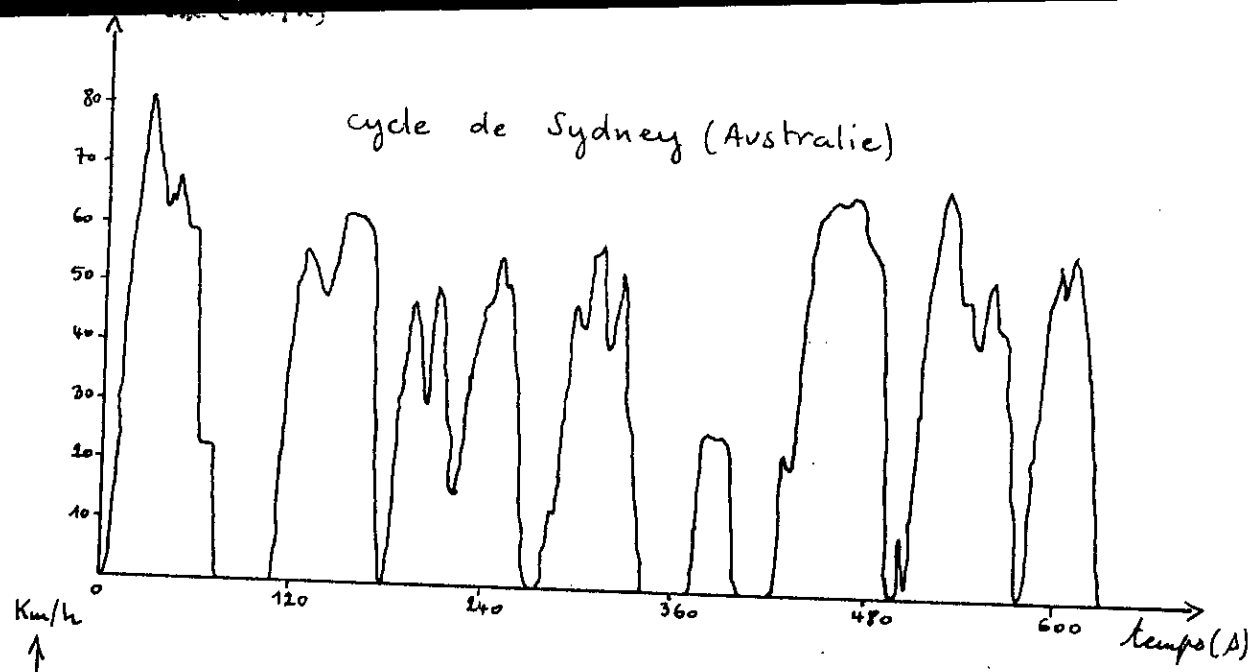


Figure V.13b: Cycles routiers de certains pays [232a,b,c]

Tableau V.6: Composition des gaz d'échappement des véhicules selon le régime de circulation [234]

Polluants	Régime du moteur							
	Ralenti		Accélééré		croisière		décélééré	
CO (%)	7	t	2.5	0.1	1.8	t	2	t
HC (%)	0.5	0.04	0.2	0.02	0.1	0.01	1	0.03
NOx (ppm)	30	60	1050	850	650	250	20	30
Aldéhyde(ppm)	30	10	20	20	10	10	300	30
Carburant	E	D	E	D	E	D	E	D

t:trace E:essence D:diesel

(figure V.14), une grande vitesse favorise la formation des NO_x mais réduit l'émission d'hydrocarbures totaux.

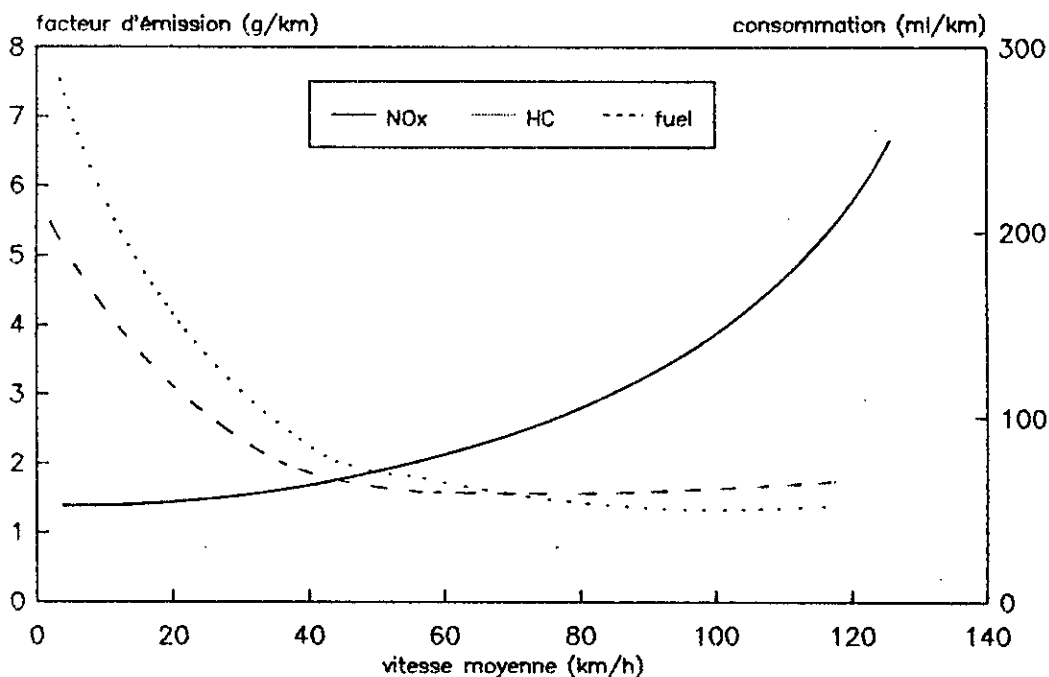


Figure V.14: Facteurs d'émission de polluants d'après K. Zellner [233]

L'usure du moteur et le manque d'entretien du moteur ne font que croître l'émission de polluants dans les gaz d'échappement. La qualité du carburant dépend de celle du pétrole à partir duquel il est raffiné. La teneur en soufre du pétrole varie d'un gisement à un autre, le tableau V.7 donne le pourcentage de soufre contenu dans le pétrole brut de certains pays exportateurs.

Il apparaît que le pétrole algérien, issu de Hassi Messaoud, est celui qui contient le moins de soufre, soit environ 0,14%. La présence de soufre dans les carburants est responsable des émissions de dioxyde de soufre en milieu urbain. Par ailleurs, les conditions topographiques et climatologiques des pays en développement sont souvent défavorables à une bonne dispersion. Les rues de type canyon bordées d'immeubles, inversion thermique fréquente, une forte insolation favorisent un haut niveau de polluants primaires et la formation de polluants secondaires. On observe déjà des teneurs élevées au Caire, Koweït, Mexico, Téhéran, Istanbul, Tunis, Lagos, Jérusalem, ...

3 - 3 - 1 - Régulation du trafic

L'expérience menée par Ponthieu J. [238], dans la ville de Caen, consistait à mesurer les émissions de polluants sur un parcours urbain pour deux situations différentes; avec et sans régulation du trafic à l'aide de feux tricolores. Les résultats trouvés confirment qu'une régulation optimale du trafic permet l'augmentation de la vitesse moyenne de circulation et de l'amélioration de la fluidité, chose qui a pour effet de réduire les émissions de polluants. La régulation a permis la réduction de 15% de CO, 20% d'hydrocarbures totaux imbrûlés, et 25% d'oxydes d'azote.

Tableau V.7: Pourcentage de Soufre dans différents
pétroles selon l'OCDE, 1976 [236,237]

<u>Pays</u>	<u>Région d'origine</u>	<u>% de Soufre</u>
Arabie Séoudite	Aramco léger	1.8
	Aramco lourd	2.9
Abou Dhabi	Murban	0.9
Emirates Arabes Unies		0.8
Koweït		2.5
Qatar	Continent	1.2
Irak	Bassorah	1.9-2.1
Iran	léger	1.4
Algérie	Hassi Méssaoud	0.14
Nigeria		0.2-0.3
Venezuela		3.0
URSS	Ural	1.7
Mer du Nord	Ekofisk	0.16
	Forties	0.40

3 - 3 - 2 - Utilisation du gaz -carburant. Expérience algérienne

L'utilisation du gaz (GPL: gaz du pétrole liquéfié, GNC: gaz naturel comprimé) comme carburant dans les véhicules à la place de l'essence et du diesel, offre des possibilités certaines de réduction des émissions polluantes. Le GPL ne contient ni plomb, soufre, et les émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques sont pratiquement nulles [239]. L'expérience algérienne a démarré en Avril 1983 et consiste à étudier la rentabilité technico-économique. Elle se poursuit pour la collecte d'un maximum de données pour une prise de décision future. Le nombre de voitures converties en GPL de 1983 à 1990 ne dépassent pas 16000 véhicules (figure V.15). Il semble que la technique de conversion en dual fuel, diesel, gaz est maîtrisable.

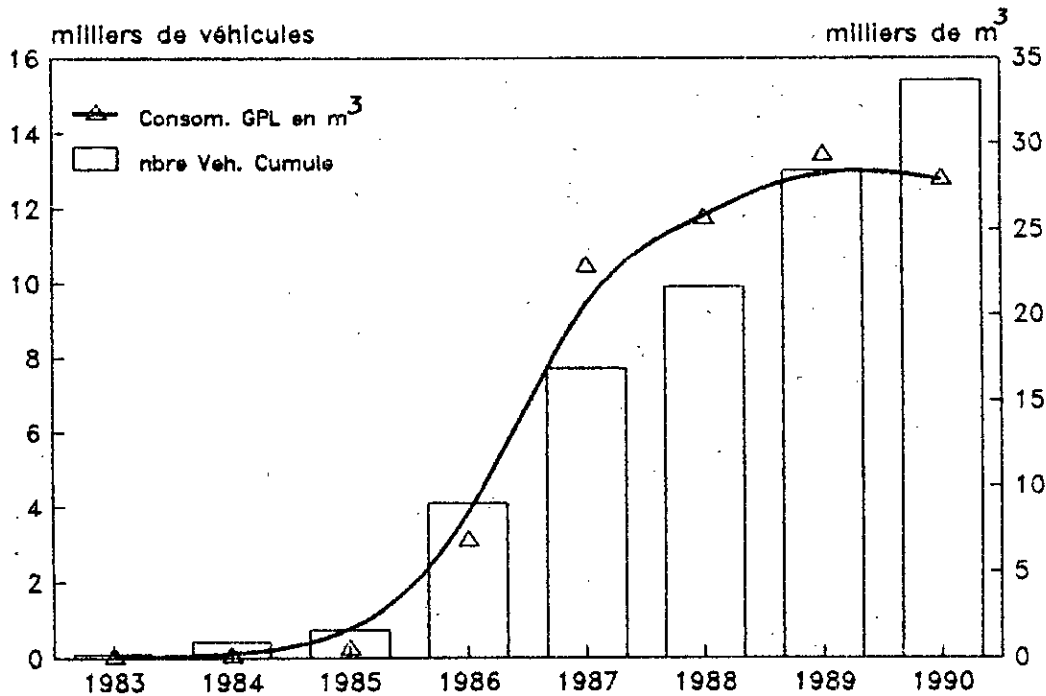
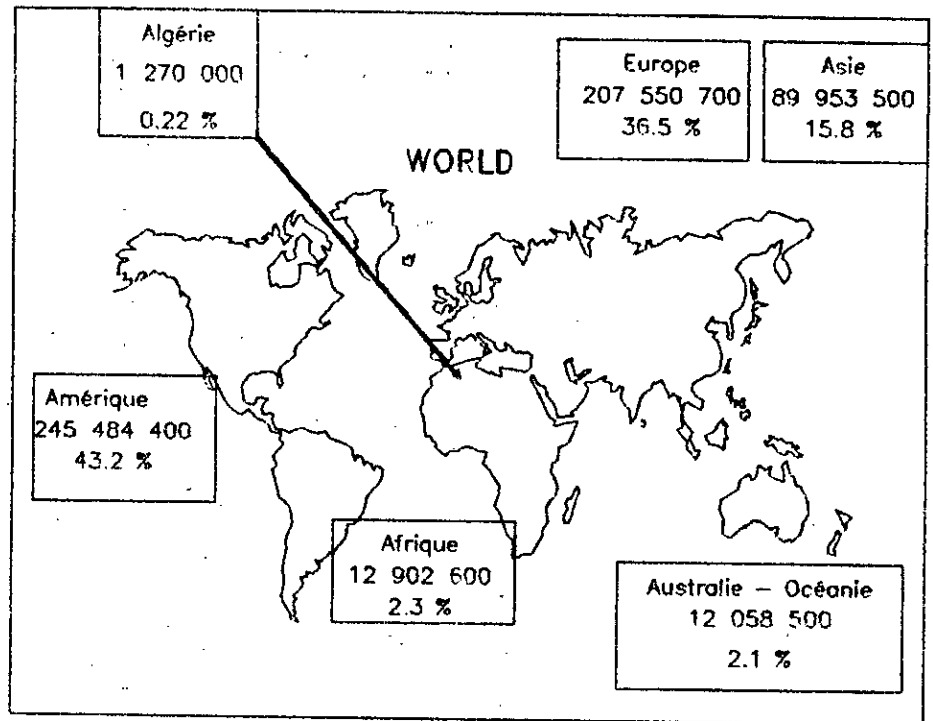


Figure V.15: Véhicule roulant au G.P.L. en Algérie

3 - 4 - Conclusion:

De manière générale le parc africain ne représente qu'une fraction faible du parc mondial, soit 2,3%. Alors que le parc algérien 9,8% du parc africain et 0,22% du parc mondial. (Figure V.16). Il ressort de cette étude que le parc algérien est relativement vieux. Le manque d'entretien et de contrôle ne fait qu'aggraver la situation par de fortes émissions de polluants dans l'air. De toutes les villes algériennes, c'est à Alger, la capitale, où se trouve la plus grande concentration de véhicules et de population sur une petite superficie. Avec les conditions météorologiques de la région (ensoleillement) et le tissu urbain (petites rues bordées d'immeubles) d'Alger, toutes les conditions se trouvent réunies pour une pollution urbaine importante. Les campagnes de mesure actuellement en cours révéleront dans un proche avenir l'importance de cette pollution. La disponibilité du gaz naturel dans le pays laisse espérer son utilisation future comme carburant très peu polluant, surtout que les essais effectués jusqu'à présent étaient concluants.



Parc tous véhicules au 1.1.1991

Les dix principaux parcs dans le monde

<u>Pays</u>	<u>Nombre de véhicules</u>	<u>% du parc mondial</u>
U.S.A.	192 500 000	33.8
Japon	57 699 000	10
Allemagne	32 698 000	5.7
Italie	28 731 000	5
Royaume - Uni	26 411 000	4.6
France	26 214 000	4.6
U.R.S.S.	22 000 000	3.8
Canada	16 750 000	2.9
Espagne	14 375 000	2.5
Brésil	12 750 000	2.2

Figure V.16: Répartition du parc automobile mondial

Chapitre VI

Pollution gazeuse dans l'algérois

1 - Dioxyde d'Azote dans l'air

1 - 1 - Principe et méthode de mesure

La méthode de Griess-Saltzman [240] décrit la détermination manuelle du dioxyde d'azote (NO_2) dans l'air à des teneurs allant de 0,005 à 5 ppm lorsque l'échantillonnage est effectué dans un flacon laveur muni d'un fritté.

Le barbotage de l'air contenant du monoxyde et du dioxyde d'azote, dans une solution de chlorhydrate d'amine aromatique, permet la transformation du dioxyde d'azote en acide nitreux tandis que le monoxyde d'azote ne réagit pas.

L'acide nitreux réagit sur une amine aromatique pour donner un sel diazonium qui par copulation sur une autre amine donne un colorant azoïque rose dont l'intensité est proportionnelle à la concentration de NO_2 .

Le Dispositif de prélèvement de l'air est représenté sur la figure VI.1. L'appareillage comprend un porte filtre muni d'un filtre en ester de cellulose Millipore dont le diamètre de pore est de $0,3 \mu\text{m}$ pour la rétention des poussières, un flacon laveur d'une capacité de 50 ml en verre borosilicaté avec un tube plongeur de diamètre intérieur de 5 mm et débouchant à 5 mm au dessus du fond du flacon, un débitmètre à air et une pompe à vide millipore.

Pour le captage de NO_2 , on introduit 10 ml du réactif absorbant dans le flacon laveur muni d'un fritté de $60 \mu\text{m}$ de diamètre de pore.

Le débit d'air est fixé à 0,4 l/min. Dans ces conditions, la quasi-totalité du NO_2 contenu dans l'air est retenu dans la solution absorbante. Une durée d'échantillonnage de 30 minutes est suffisante pour la détection des plus faibles teneurs de NO_2 .

A la fin de l'opération, on détermine le volume total d'air filtré et la température d'air moyenne correspondante. Le dosage spectrophotométrique est effectué par rapport à une solution témoin contenant la solution d'absorption à une longueur d'onde de 550 nm. Le spectrophotomètre utilisé est du type Shimadzu.

La concentration du NO_2 est calculée par la relation suivante:

$$\text{NO}_2 \text{ (ppm)} = \text{DO} / [\text{K} \cdot (\text{V}/\text{v})]$$

avec DO: densité optique de l'échantillon

K: pente de la droite d'étalonnage en ml/ μl NO_2

V: volume d'air échantillonné en litres ramené aux conditions normales de température et de pression.

v: volume de la solution d'absorption en ml qui est égal à 10 ml.

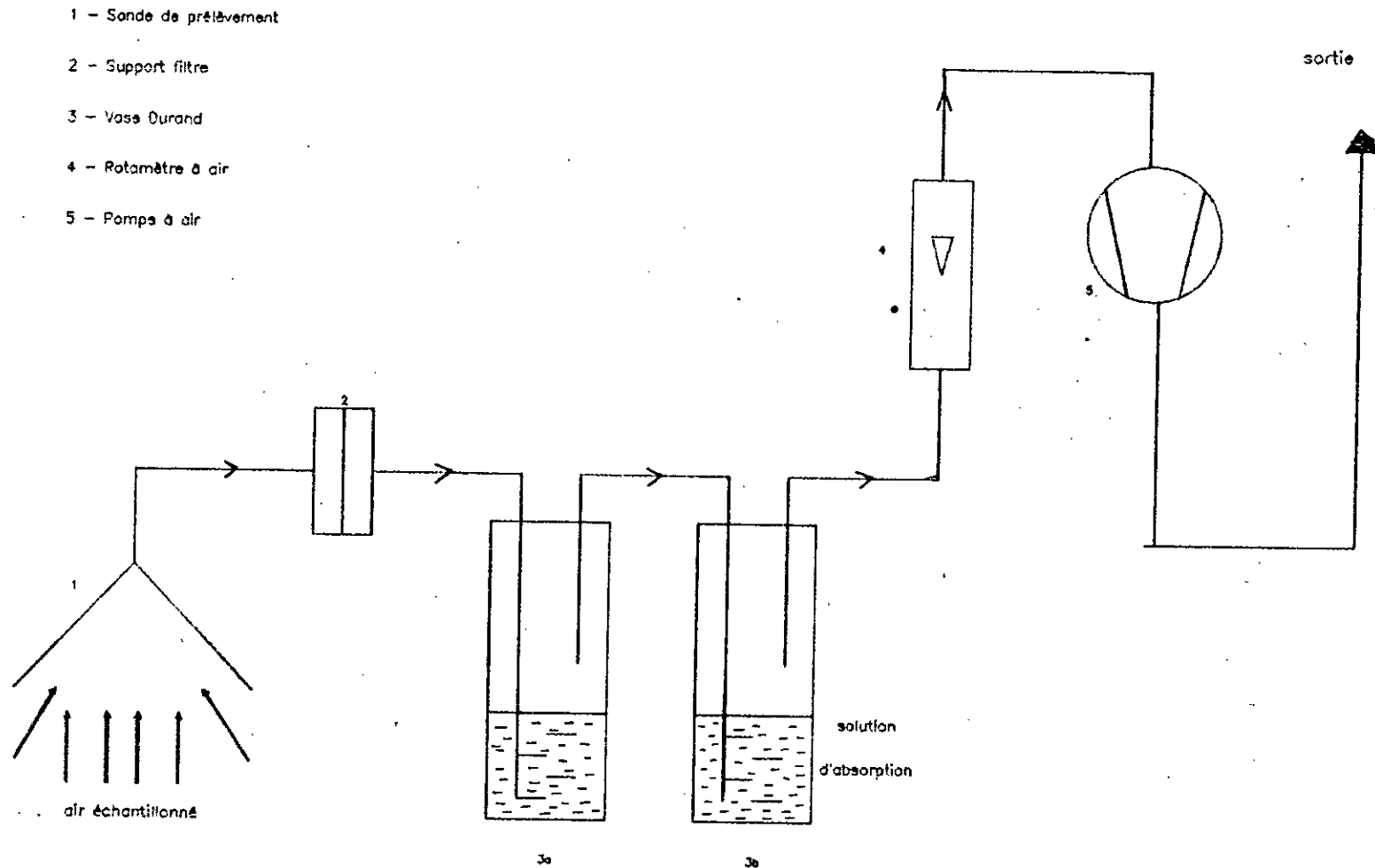


Figure VI.1: Schéma du dispositif de prélèvement et d'échantillonnage dans l'environnement

L' étalonnage est effectué à partir d'une solution de nitrite de sodium (NaNO_2). La composition de la solution d'absorption et la détermination de la courbe d' étalonnage sont données en annexes.

1 - 2 - Choix des sites

Le choix des sites a été effectué de façon à avoir des points de mesure de forte densité de population résidente ou de passage et des zones où le flux de véhicules est élevé. Des différences de topographie et de ventilation caractérisent certains sites choisis.

La ville d'Alger est située sur la côte méditerranéenne tandis que Blida se trouve à 50 Kms au sud ouest d'Alger au pied des montagnes de l'Atlas blidéen. Ces deux villes, bien que très proches l'une de l'autre, sont totalement différentes aussi bien du point de vue topographique que de l'aménagement urbain et du niveau socio-économique. Les figures VI.2a, b représentent les cinq postes de prélèvement dans les villes d'Alger (A_1 - A_5) et de Blida (B_1 - B_5). Il est à signaler qu'il n'existe pas d'importantes sources industrielles émettrices de NO_x à proximité des postes de mesure choisis.

A Alger, le poste A_1 se trouve au niveau d'une route rapide à double sens (RN5 à quatre voies). Distant de moins de deux Kms de la mer, ce poste est très bien ventilé. Le poste A_2 , par contre, est implanté dans une avenue assez fréquentée, peu ventilée, où le régime de circulation est de nature urbain lent. Le poste A_3 , situé à Béziers, correspond au point d'accès le plus important au centre ville d'Alger. Implanté entre le port, la gare routière et d'importants édifices, il se caractérise par une forte densité de population passagère, ainsi qu'un flux intense de véhicules légers et lourds. Le poste A_4 se trouve tout près de la décharge publique de Oued-Smar. Enfin, le poste A_5 est implanté à la cité universitaire de Bouraoui à quelques Kms de la décharge de Oued-Smar. Les postes A_4 et A_5 ont été choisis afin de déterminer le SO_2 éventuellement émis par la décharge.

A Blida, les postes B_1 , B_3 et B_5 sont situés respectivement aux avenues de Kritli Mokhtar, Ben Boulaïd et Mekerkeb qui sont trois voies à double sens. La circulation à ces postes est assez rapide et il n'existe pas d'obstacles majeurs ralentissant la circulation. Le poste B_4 est situé à l'avenue Amara Youcef près de la gare des chemins de fer et d'un important carrefour où la circulation est lente et intense. Le poste B_2 se situe au centre ville de Blida devant la mosquée El Badr entre deux grands carrefours urbains. En absence de vent fort, une faible ventilation caractérise l'ensemble de ces rues de type canyon. Un grand nombre de passagers empruntent tout ces axes et particulièrement au niveau du poste B_2 .

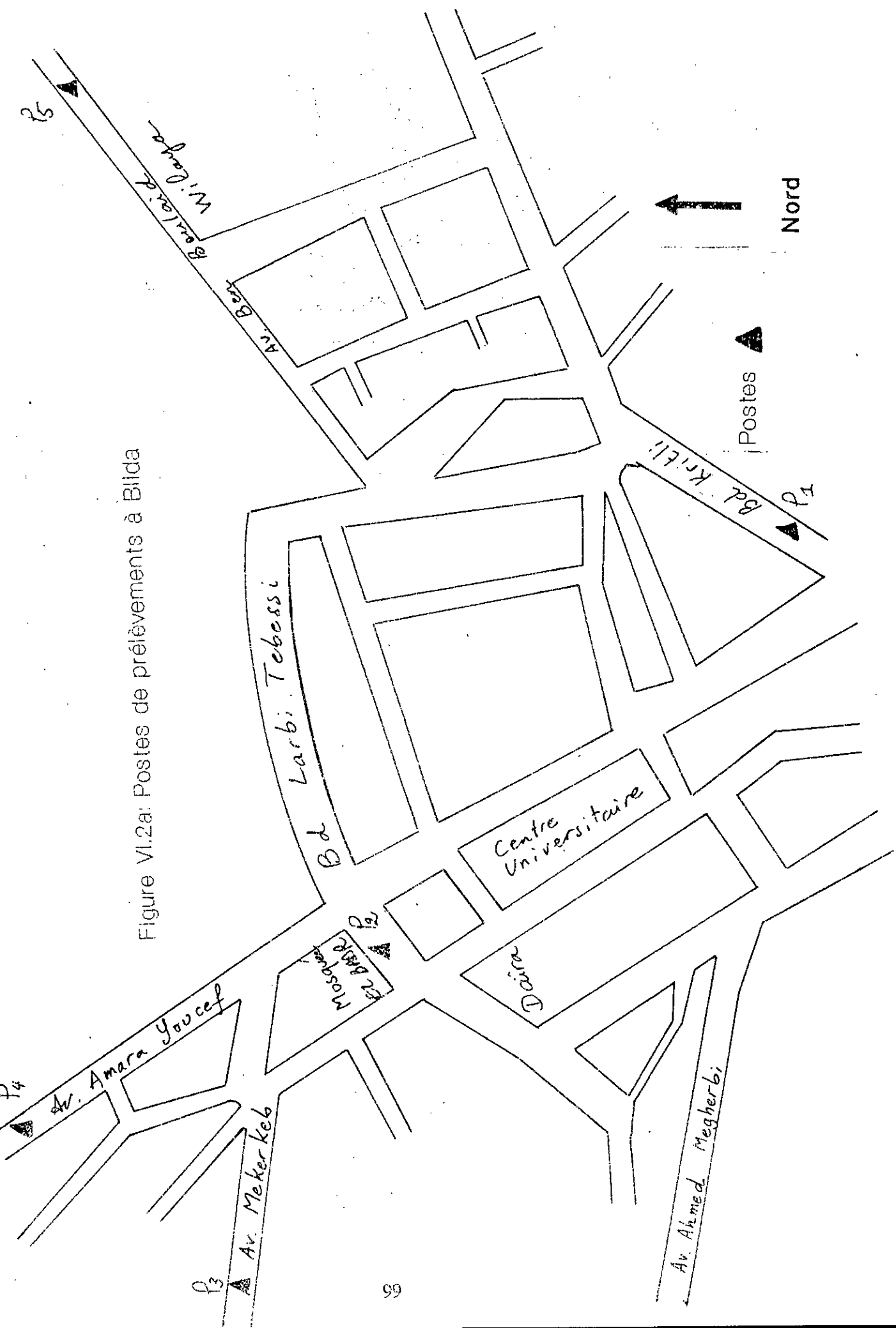
1 - 3 - Résultats d'analyses et interprétations:

Les analyses effectuées se rapportent à une campagne de prélèvement d'air pollué qui a eu lieu en période pré-estivale allant du 20 Avril au 10 Mai 1991. En cette période, aucune situation météorologique exceptionnelle n'a été observée et la température moyenne restait inférieure à 30°C .

1 - 3 - 1 - Niveaux de NO_2 à Alger

Les résultats obtenus à Alger sont représentés sur la figure VI.3 donnant les teneurs moyennes horaires en NO_2 aux trois postes de mesure A_1 , A_2 , A_3 . Selon le site et l'heure de la journée considérés, ces teneurs montrent des variations plus ou moins importantes pouvant être corrélées avec l'intensité du trafic routier où le monoxyde d'azote (NO) émis dans les gaz d'échappement se transforme par oxydation en dioxyde d'azote (NO_2). En

Figure VI.2a: Postes de prélèvements à Bilda



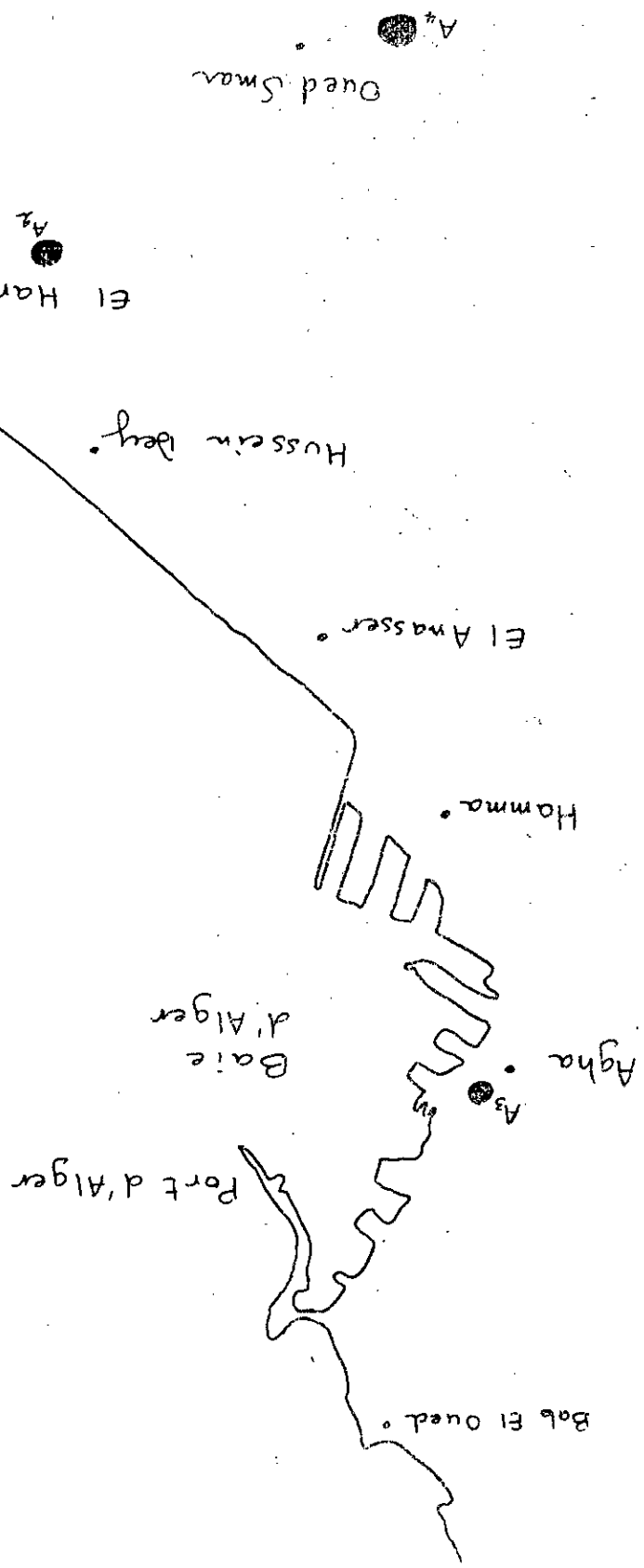


Figure VI.2b: Postes de prélèvements à Alger

effet, il ressort d'après le comptage des véhicules que les heures de pointes du trafic se situent généralement entre 9h et 10h du matin et entre 16h et 18h l'après-midi, un troisième pic apparaît parfois entre 13h et 14h. Cette tendance dans l'évolution du trafic routier se répercute sur les teneurs en NO_2 où l'on distingue généralement deux pics de pollution caractéristiques. Le premier pic apparaît vers midi et le deuxième en fin d'après-midi. En début de matinée et en fin de journée, on enregistre des concentrations du même ordre de grandeur. Sur tous les sites, les teneurs enregistrées restent inférieures à 50 ppb.

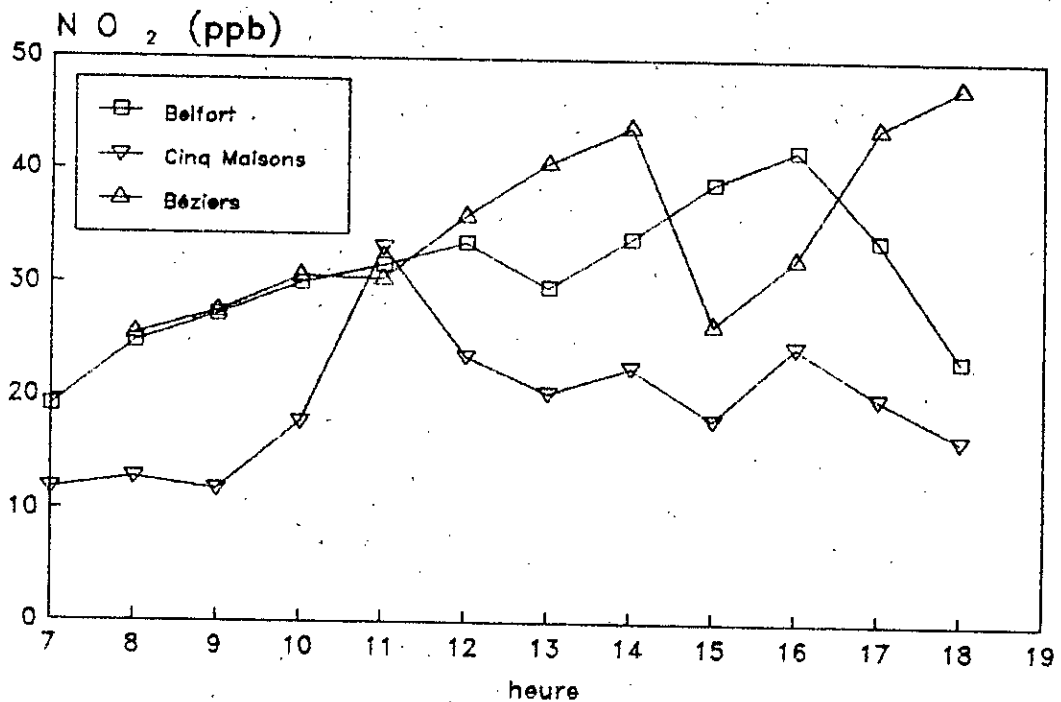


Figure VI.3: Concentrations de NO_2 à Alger

La comparaison entre les trois sites montre que le site A_3 (accès au centre ville) accuse les teneurs les plus élevées. Avec un minima de 30 ppb, ce niveau de pollution est dû d'une part à l'importance du trafic routier qui atteint aux heures de pointes jusqu'à 3000 véhicules/heure et d'autre part, à la ventilation modérée observée à ce poste. Les infrastructures du port réduisent l'influence de la brise de mer.

Le poste A_1 (cinq maisons, ENP), bien que fréquenté par des véhicules roulant à grande vitesse (1100 à 1200 véhicules/Heures), montre des teneurs relativement faibles ne dépassant pas 35 ppb. La topographie du site, élevé par rapport au niveau de la mer et non protégé par les édifices lui confère une bonne ventilation qui contribue à une dispersion et dilution rapide du polluant NO_2 .

Le poste A_2 (avenue Hassen Badi, El Harrach) se différencie du poste A_3 aussi bien par la nature du régime de circulation, du type urbain lent, que par la ventilation qui est plus faible. En ce poste, où on observe souvent des encombrements, les teneurs en NO_2 sont nettement supérieures à celles du poste A_2 . Cette comparaison montre clairement l'importance du choix du site. En effet, bien que les sites A_1 et A_2 soient distant de seulement 300 mètres, chacun d'eux représente un environnement particulier nettement distinct de l'autre. Si au poste A_1 la population exposée est très réduite, ce n'est pas le cas

du site A₂ qui est fréquenté par un nombre élevé d'étudiants, d'écoliers, et même des patients de l'hôpital voisin de Belfort.

1 - 3 - 2 - Niveaux de NO₂ à Blida

Les concentrations de NO₂ enregistrées dans l'agglomération urbaine de Blida sont représentées graphiquement sur la figure VI.4. Ces figures illustrent l'évolution des teneurs horaires moyennes mesurées aux postes B₁, B₂, B₃, B₄ et B₅ respectivement. On distingue deux groupes de sites ayant des niveaux de pollution comparables: le premier comprenant les sites B₁, B₃, B₅ et le second comprenant B₂, B₄. Ils se différencient par les teneurs en NO₂ atteintes ainsi que par le profil journalier.

Dans le premier groupe, on enregistre des concentrations horaires variant entre 10 et 70 ppb. Les moyennes journalières sont du même ordre de grandeur pour les trois sites B₁, B₃, B₅. Comme c'est le cas à Alger, l'évolution journalière montre des maxima plus ou moins accentués correspondant aux variations de l'intensité du trafic routier. La similitude des résultats aux trois sites s'explique par l'étroite ressemblance dans leur intégration au sein du tissu urbain de Blida, ainsi que l'analogie de l'intensité et du régime de circulation du trafic routier. Le flux de véhicules des rues adjacentes à ces postes varie entre 1200 à 1400 véhicules/heure, soit 12000 à 14000 véhicules/jour (comptage effectué entre 8h et 18h).

Aux postes B₂ et B₄, appartenant au deuxième groupe de site, on enregistre des teneurs très élevées en NO₂ et plus particulièrement au point B₂ où on a mesuré des concentrations horaires supérieures à 200 ppb, soit trois fois plus qu'aux postes du premier groupe.

D'autre part, le profil journalier est aussi différent, en ce sens qu'il n'y a plus d'importantes fluctuations et les concentrations en cours de journée ne varient que faiblement.

Bien que l'intensité du trafic routier soit comparable aux deux postes (moyenne horaire de 1164 véhicules à B₄ et 1789 véhicules à B₂), la différence dans les teneurs mesurées reste importante et ne peut être expliquée que par le régime de circulation en chaque poste. Le poste B₄ est situé devant un carrefour équipé de feux tricolores dont la régulation est inadaptée au flux de véhicules en circulation.

Le poste B₂ est situé entre deux grands carrefours équipés eux aussi de feux tricolores. Les deux boulevards comptent 4 voies chacun avec trois stations de bus, ainsi qu'une intense présence de piétons traversant anarchiquement la chaussée.

En ce poste, il s'agit en fait d'un régime de circulation en "Start and Go" engendrant la répétition de plusieurs phases d'accélération-décélération pour parcourir un trajet de moins de 300 mètres. Un tel régime engendre une émission excessive de NO comparée à celle émise en régime de croisière. En effet, on estime que les gaz d'échappement d'un moteur à essence contiennent entre 670 à 2000 ppm de NO_x lors de la phase d'accélération et seulement 300 à 900 ppm en phase de croisière [2].

Cette situation de "Start and Go" prévaut aussi, mais à un degré moindre, au poste B₄. Parallèlement à cet effet, il y a l'influence de la ventilation qui est très faible en ces endroits due à la nature même des rues du type canyon et pour lesquelles l'absence de vent fort réduit d'une manière appréciable la dilution du NO₂ dans des volumes d'air plus grands. Tous ces phénomènes expliquent les teneurs élevées relevées aux deux postes B₂ et

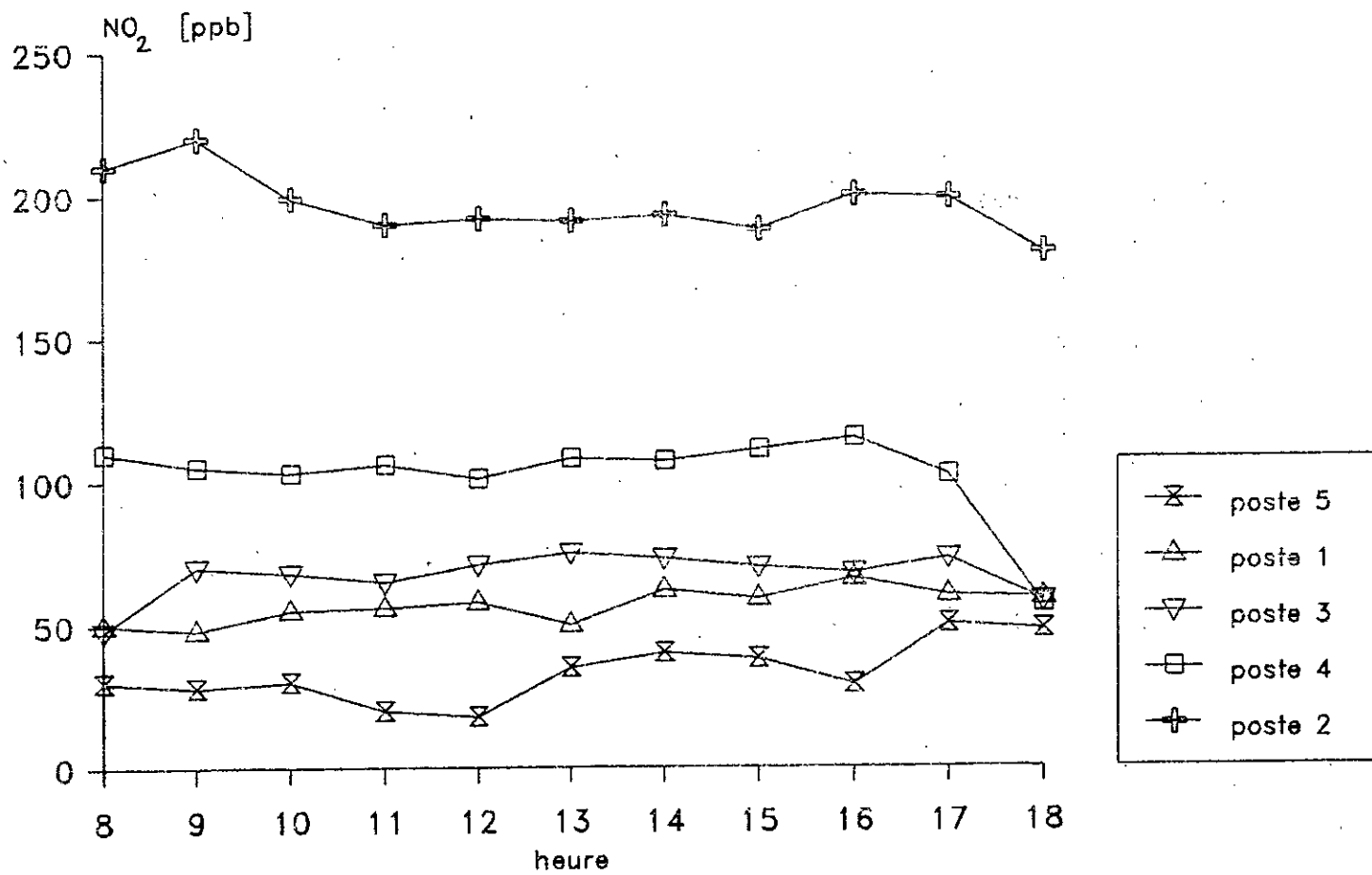


Figure VI.4: Concentrations de NO₂
à Blida

B₄. L'absence de pic de pollution accentué au cours d'une journée est certainement due à l'intensité du trafic routier qui reste quasi constante du matin au soir.

On présente sur la figure VI.5, à titre comparatif l'évolution horaire du trafic routier en deux postes représentatifs B₂ et B₃. Les teneurs matinales assez élevées aux postes B₂ et B₄ s'expliquent par l'important trafic routier coïncidant avec la sortie des travailleurs de leurs domiciles et le ramassage des ouvriers par le transport de personnel dont les points de rencontre se trouvent essentiellement aux postes B₂ et B₄.

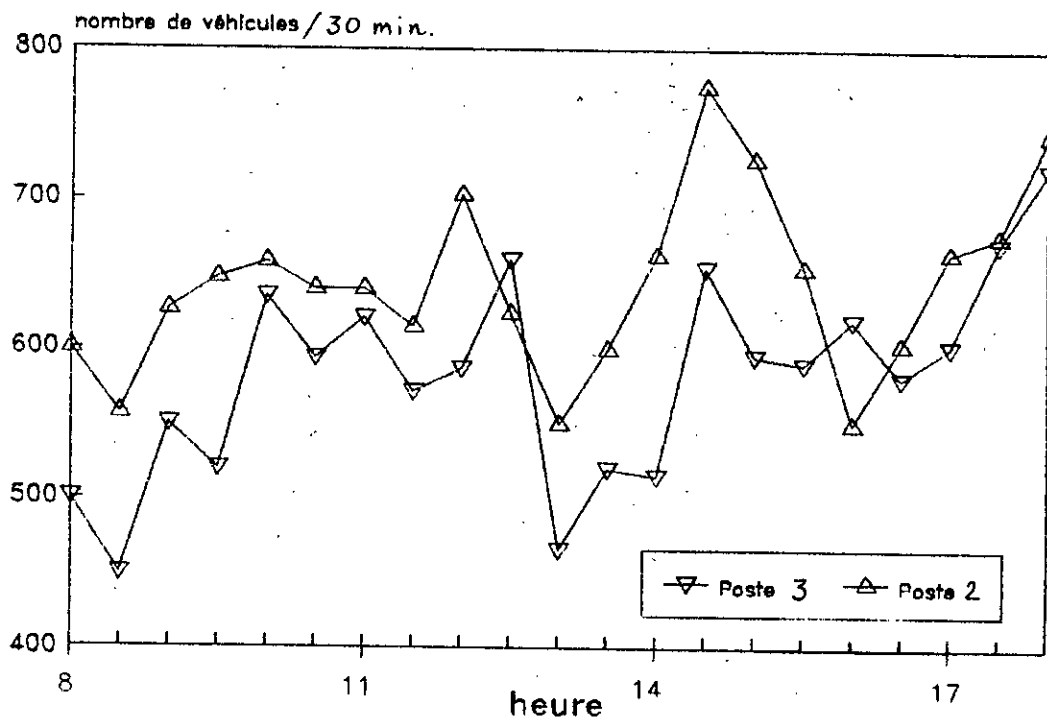


Figure VI.5: Trafic routier à Blida

A partir de la figure VI.6, illustrant les concentrations journalières moyennes, on constate que les teneurs de NO₂ restent relativement constantes sur les jours ouvrables et diminuent de manière sensible le Vendredi jour de week-end.

Plusieurs travaux ont mis en évidence une telle évolution du NO₂ qui, sauf situation météorologique exceptionnelle favorable aux processus photochimique, ne présente pas de variations marquées sur d'assez longues périodes. Toutefois, il existe des variations saisonnières ou les concentrations en NO₂ sont plus élevées en été qu'en hiver [241].

Ainsi, les résultats obtenus durant la campagne de prélèvement montrent qu'Alger, malgré sa forte densité de véhicule par unité de surface, présente des teneurs en NO₂ plus faibles que celles de Blida et ce surtout au niveau des sites B₂ et B₄.

Ces résultats, qui semblent, à priori, être surprenants, sont faciles à comprendre si on tient compte de certains facteurs conditionnant le taux de pollution tels que l'âge du parc automobile blidéen (fig V.10), avec plus de 95% de voitures âgées de plus de 5 ans.

Dernièrement, une étude Américaine [242] à montré que les voitures construites avant 1971 produiraient 90% de plus d'émissions polluantes que les voitures plus récentes.

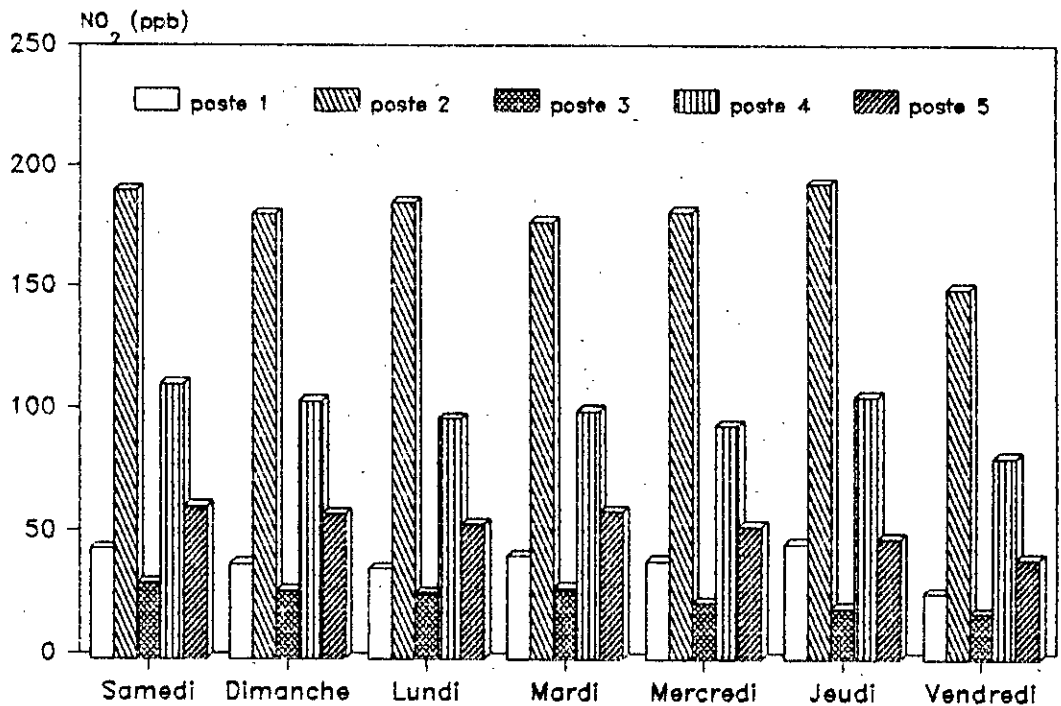


Figure VI.6: Concentrations journalières moyennes de NO₂ à Blida

L'inadaptation du flux aux infrastructures routières et la concentration du trafic routier sur certaines rues de type canyon, qui très souvent ne sont pas bien ventilées, expliquent ces fortes teneurs. Par manque de déviation, le poste B² représente quasiment un passage obligé pour la majorité des véhicules entrant et passant par Blida.

En se référant aux positions énoncées en 1987 par l'O.M.S fixant les valeurs guides pour le NO₂ à ne pas dépasser à 210 ppb pour une heure d'exposition et 80 ppb pour 24 heures[243], on constate qu'à l'exception du poste B₂, les teneurs mesurées dans les deux villes restent inférieures à ces seuils.

Cependant, il est à signaler que la pollution par le NO₂ trouvée à Blida et à Alger est du même ordre de grandeur et parfois plus élevée que celle accusée par certaines grandes villes Européennes. A Londres, par exemple, la moyenne horaire annuelle est de 36 à 68 ppb avec en certains sites des maxima horaires de 332 ppb et plus [244]. Dans la région parisienne, les valeurs guides de l'O.M.S ne sont que rarement dépassées. Lors de la fameuse période anticyclonique de Janvier-Février 1989, les teneurs horaires n'ont pas atteint le niveau de 100 ppb [245]. Au cours de la période 88-89, les teneurs moyennes journalières mesurées à Zurich, Frankfurt et Paris s'élevaient à 28 ppb, 33 ppb et 36 ppb respectivement [246-248].

Cette comparaison montre que les atmosphères d'Alger et de Blida contiennent globalement un taux excessif de NO₂ malgré le faible degré de motorisation de l'Algérie (6 habitants/vehicule à Alger et 2 habitants/vehicule pour Paris). Cet état de forte pollution est essentiellement dû à : nature de la circulation urbaine (rues étroites bordées d'immeubles), traditions locales où l'espace urbain est utilisé aux diverses activités quotidiennes, mauvais réglage et entretien des moteurs, la mauvaise gestion du trafic routier et la forte insolation dans la région.

1 - 4 - Estimation des émissions de NO_x en Algérie

Toute étude de réglementation ou de fixation d'objectifs en matière de réduction de la pollution nécessite la connaissance actuelle et l'évolution temporelle des émissions globales par secteur d'activité et par polluant ou groupe de polluants. Si aujourd'hui, on connaît les émissions de toute nature de plusieurs pays ainsi que leur évolution future, ce n'est pas le cas de notre pays où on ne dispose d'aucune donnée réelle.

Aussi, on s'est intéressé dans cette partie à la contribution de l'Algérie à la contamination de l'atmosphère par les NO_x. Comme la pollution par les NO_x est directement associée au trafic routier, il est possible à partir des données relatives à la consommation en carburant, présentée en chapitre V, de déterminer le taux global d'émission de NO_x et de le comparer avec les émissions de différents pays. Le taux d'émission global est donné par la relation:

$$\text{Taux d'émission annuel de NO}_x = \frac{\text{Consommation annuelle de carburant}}{\text{Coefficient d'émission de NO}_x} \times \text{Coefficient d'émission de NO}_x$$

Le coefficient d'émission de NO_x varie selon les pays, les cycles cinématiques et le type de moteur. En Europe, en milieu urbain et pour des vitesses moyennes de circulation comprises entre 5 et 60 Km/h, ce coefficient varie de 1,75 à 2 g NO_x par Km parcouru [228]. Ce qui équivaut, pour une consommation moyenne de 10 l d'essence au 100 Kms, à un coefficient d'émission de 17,5 à 20 g NO_x/l de carburant. Pour le carburant diesel, ce coefficient est sensiblement plus faible. Dans le cadre de cette étude, on considère les coefficients d'émissions de 18 g/l et 14 g/l respectivement pour l'essence et le diesel. Les résultats d'émission de NO_x, calculés sur la base des ventes de carburants, sont résumés dans le tableau VI.1. Pour les besoins du calcul, on a supposé que toute l'essence (normal et super) vendu a été utilisé dans le secteur du transport.

Par contre pour le diesel qui est utilisé dans plusieurs autres activités, on a comptabilisé une partie du volume de diesel vendu pour le transport par extrapolation et ce en tenant compte de l'évolution du nombre de véhicules diesel depuis 1970.

Tableau VI.1: Emissions de NO_x en milliers de tonnes/an [247].

Années	Algérie*	USA	France	RFA	Grèce**	Suisse
1980	50,8	9135	1668	1637	84,5	137,7 [60]
1985	74,1					
1988	-		950 [62]			
1989	87,6					

* présente étude

** estimé en comptabilisant 50% des émissions globales par le secteur du transport.

Cette estimation de NO_x ne présente qu'un ordre de grandeur qu'il faudrait revoir vers la hausse. Des valeurs plus précises devraient tenir compte du cycle routier, de la pondération des émissions selon l'âge du parc et de la nature des routes.

Une comparaison avec les émissions des pays industrialisés montre que l'Algérie ne contribue que faiblement à la pollution globale de l'atmosphère par les NO_x . (tableau VI.1).

La France avec le quart de la superficie de l'Algérie et l'Allemagne (ex RFA) avec seulement le huitième ont rejeté dans l'atmosphère en 1980 environ 32 fois plus. Tandis que la Grèce a émis une quantité comparable à celle de l'Algérie. Et malgré ce faible taux d'émission, Athènes connaît cependant des alertes au smog photochimique et particulièrement en été.

Aussi, il n'est pas à exclure que des villes comme Alger et Blida ne subissent, sous certaines conditions météorologiques défavorables à la dispersion, les effets d'une forte contamination en polluants oxydants.

Il est toutefois très plausible que dans un proche avenir les rôles seront inversés. Depuis le début des années 80, on assiste déjà à un phénomène fondamental dans les pays développés qui consiste à une stagnation de leurs émissions, puis à une diminution notable suscitée par les diverses mesures législatives et progrès technologiques qui sont à l'origine de la généralisation des pots catalytiques. Dans ce cadre, la Suisse est l'exemple type à citer. Après avoir connu une multiplication des émissions de NO_x entre 1950 et 1984 par un facteur de 19, une inversion de la tendance est constatée grâce aux récentes prescriptions sur les gaz d'échappement des automobiles. Ces dernières devraient permettre à la Suisse de revenir en l'an 2010 au niveau d'émission atteint en 1968. La figure VI.7 montre l'évolution des émissions de NO_x en Suisse entre 1950 et 2010.

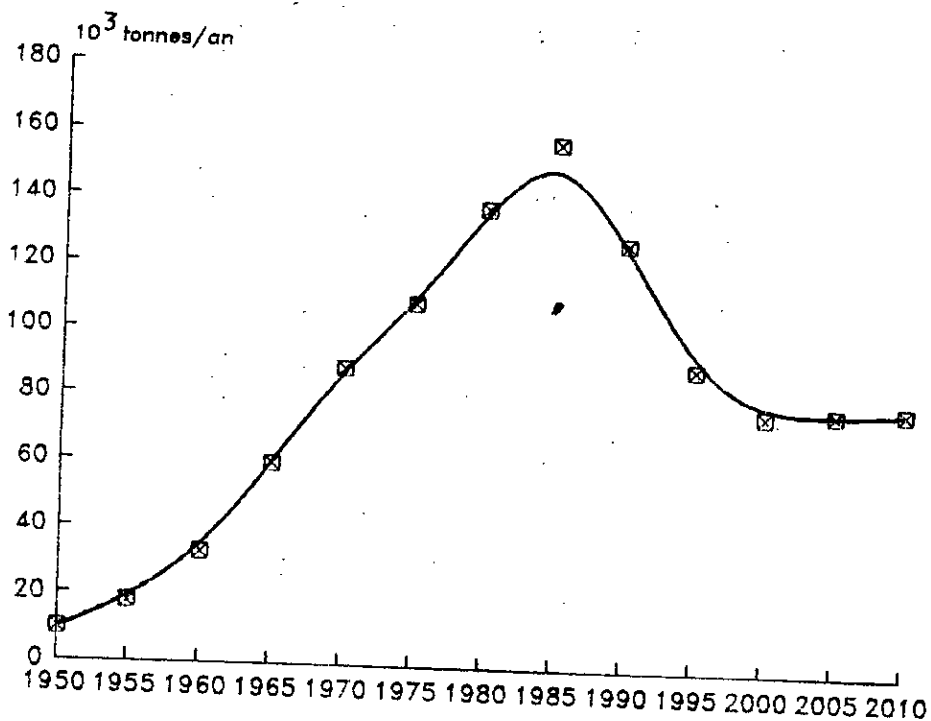


Figure VI.7 : Emissions annuelles de NO_x en Suisse [60]

Par ailleurs, les objectifs de la législation Française vise à réduire les émissions de NO_x jusqu'à atteindre le niveau d'émission de 1970.

Ainsi donc la tendance dans la majorité des pays développés est semblable à celle de la Suisse visant la réduction de la pollution par les NO_x .

Dans notre pays, comme c'est le cas dans les pays en développement, l'inexistence de réglementations adéquates et en absence de tout dispositif anti-pollution font que ces émissions doubleront en l'an 2000 et atteindront environ 150 mille tonnes de NO_x si le taux d'émission actuel est préservé. Le rapport des émissions de la Suisse et de L'Algérie connaîtra l'allure suivante: (figure VI.8)

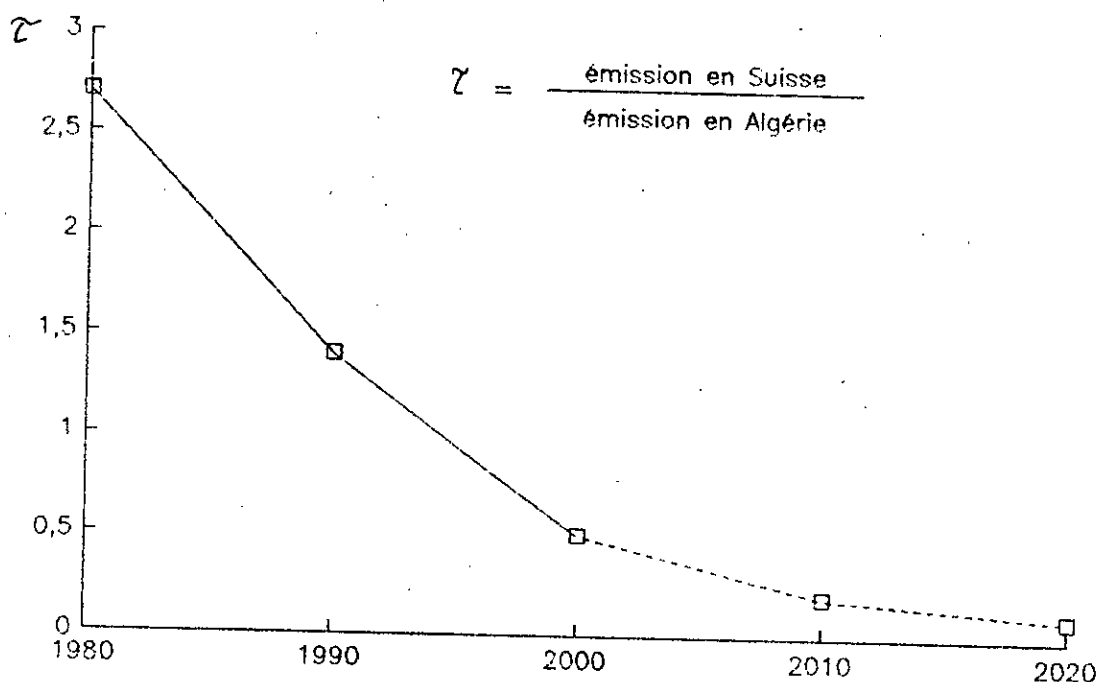


Figure VI.8: Rapport d'émission de NO_x entre la Suisse et l'Algérie

Ainsi, à partir de 1993 l'Algérie émettra plus de polluant (NO_x) que la Suisse pour atteindre un taux deux fois plus élevé en l'an 2000. Si on veut contrôler cette forme polluante, il est urgent de lancer des études dès maintenant afin de suivre de près la tendance polluante et de pouvoir agir à temps.

2 - Dioxyde de soufre dans l'air

2 - 1 - Principe et méthode de mesure

Le dosage du SO_2 a été effectué par la méthode de West-Gackc [250] qui décrit la détermination manuelle du dioxyde de soufre contenu dans l'air ambiant. La méthode est spécifique au SO_2 et atteint une sensibilité inférieure au ppb. Le SO_2 est absorbé en aspirant un volume d'air dans une solution de tetrachloromercurate de potassium (TCM). Le complexe stable (non volatile) formé dans cette procédure est le dichlorosulphitomercurate.

L'addition de solution purifiée de pararosaniline acidifiée et de formaldéhyde donne une couleur intense de l'acide pararosaniline methyl-sulphonique.

Le dispositif de prélèvement de l'air est représenté sur la figure VI.1, identique à celui utilisé pour le dioxyde d'azote. On introduit 10ml de la solution absorbante (TCM) dans le flacon laveur monté sur la ligne d'échantillonnage. Le débit de prélèvement dans l'air ambiant est ajusté à 0,5 l/min. Le temps d'échantillonnage est fonction de la concentration de SO₂ dans l'air. Dans notre cas, le prélèvement a duré quatre heures. A la fin de chaque opération on détermine le volume d'air filtré et sa température moyenne. On ajoute à la solution obtenue 1 ml de formaldéhyde 0,2%, 1 ml de solution fille de pararosaniline et on complète à 25 ml avec l'eau distillée. On laisse reposer pendant 30 minutes pour un bon développement de la couleur avant d'effectuer le dosage spectrophotométrique à l'aide d'un appareil de type Shimadzu.

La concentration de SO₂ est calculée par la relation:

$$\text{SO}_2 \text{ (ppm)} = \frac{\text{DO}}{\text{K V/v}}$$

- avec DO: densité optique de l'échantillon
K: pente de la droite d'étalonnage en ml/ μ l SO₂
V: volume d'air échantillonné, rapporté aux conditions normales de température et de pression, en litres.
v: volume de la solution d'absorption en ml qui est égal à 10 ml.

L'étalonnage est effectué à partir d'une solution de sulfite de sodium (Na₂SO₃). Les réactifs utilisés ainsi que la détermination de la courbe d'étalonnage sont donnés en annexes.

2 - 2 - Choix des sites

En absence d'importantes sources d'émission de SO₂ à Blida, les sites d'échantillonnage sélectionnés sont identiques à ceux du dioxyde d'azote qui sont: B₁, B₂, B₃, B₄, B₅.

A Alger, les trois postes choisis sont situés à Béziers (A₃), à la décharge publique de Oued Smar qui est une source potentielle d'émission de SO₂ lors de l'incinération des ordures de tout genre, et à la cité universitaire de Bouraoui (El Harrach où très souvent la fumée dégagée, à la suite de l'incinération dans la décharge, pollue la région).

2 - 3 - Résultats d'analyse et interprétations

Les résultats présentés ci-dessous se rapporte à une campagne d'analyse effectuée durant le mois de Mai 1991.

On donne sur le tableau VI.2 les teneurs de SO₂ relevées à Alger et Blida durant cette période. La figure VI.9 montre les moyennes journalières au cours d'une semaine de SO₂ à Blida.

Tableau VI.2: Teneurs de l'air en SO₂ (ppb)

Postes	Alger	Postes	Blida
A ₃	0,7	B ₁	0,4
A ₄	0,5	B ₂	0,4
A ₅	0,4	B ₃	0,3
		B ₄	0,3
		B ₅	0,4

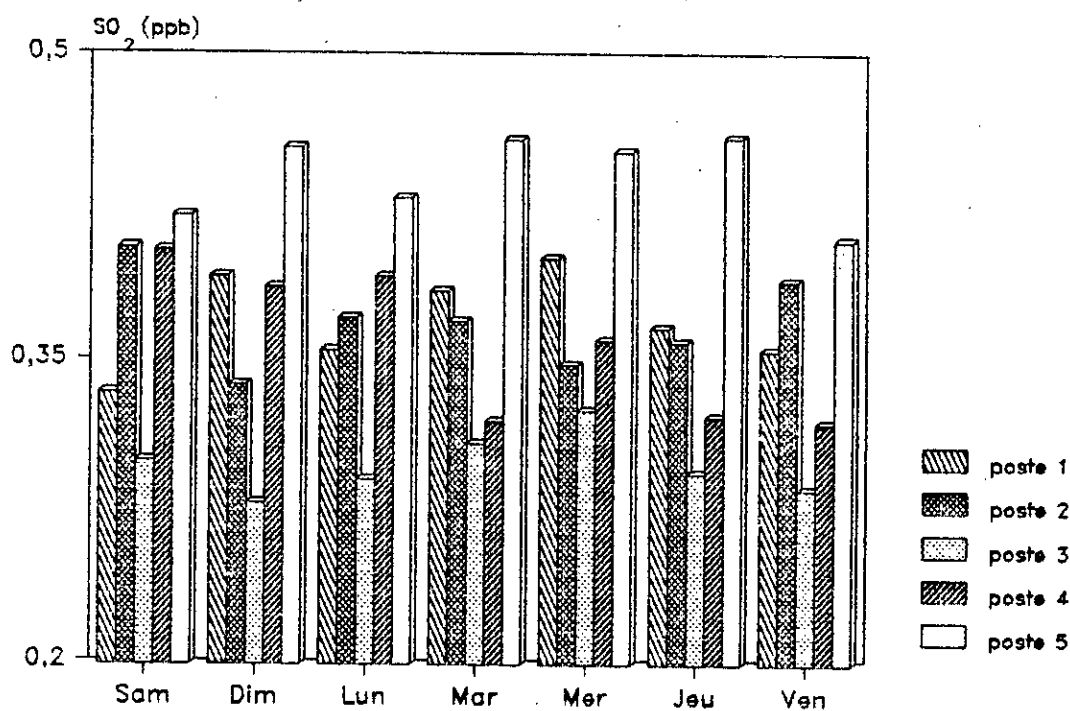


Figure VI.9: Variation journalière de SO₂ à Blida

On constate que toutes les mesures effectuées ont donné des concentrations moyennes en SO₂ inférieures au ppb dans les deux villes d'Alger et de Blida. D'autres mesures effectuées à Alger [251, 252] ont déjà mis en évidence la faible teneur de l'air en dioxyde de soufre. Il s'agit pratiquement d'une pollution de fond comparable à celle retrouvée dans le milieu naturel non touché par la pollution anthropogénique.

Ces faibles concentrations de SO₂ peuvent s'expliquer par la faible teneur de soufre dans le pétrole Algérien (0,14% en poids), comparé à d'autres gisements dans le monde dépassant le 1%. Le brut du Koweït contient 2,5%, l'URSS 1,7% et l'Iran 1,4% de soufre. Par conséquent, le trafic routier ne contribue que faiblement à la pollution de l'air par le SO₂.

L'utilisation du gaz naturel, exempt de soufre, dans le chauffage domestique et industriel (généralement) qui sont les deux principales sources émettrices de SO₂ dans les pays utilisant le charbon et le fuel comme combustibles, ne dégage pas de SO₂ et reste un

combustible propre. Par ailleurs, on ne connaît aucune activité volcanique au Nord Afrique, principale source d'émission naturelle de SO₂. Ainsi, avec de telles teneurs de SO₂ dans ces deux villes, le niveau de pollution soufrée reste bien en-deçà des normes internationales en vigueur. Les valeurs guides de la communauté Européenne pour le SO₂ sont de 37-55 ppb sur 24 heures et 15-22 ppb sur un an en moyenne. Une comparaison avec les grandes villes dans le monde (tableau VI.3), montre qu'Alger et Blida ne courent pas le risque d'avoir un smog à l'état actuel.

Tableau VI.3: Concentrations de SO₂ dans quelques villes

Villes	Concentrations SO ₂ (ppb)	Années	Références
Lyon	4,5	1991	253
Paris	6	1991	253
Frankfurt	12	1989	254
Zurich	9	1988	255
Québec	3	1989	104
Athènes	12	1984	212
London	7-18	1991	256

3 - Conclusion

Le problème des pluies acides ne saurait présenter une contrainte pour notre pays, mais il ne faut pas négliger l'action du NO₂ qui par transformation donne naissance à des aérosols de nitrates (NO₃) engendrant eux-même une certaine acidité des pluies. En Europe, on estime que le NO₂ issu du transport contribue pour 12 à 15% à l'acidification des pluies [257]. Il reste toutefois à signaler qu'en ce qui concerne la zone de Oued Smar, des teneurs plus élevées en SO₂ peuvent ponctuellement en résulter à la suite de l'incinération des ordures mixtes de la décharge. Les campagnes de mesures effectuées jusqu'à présent n'ont malheureusement pas coïncidées avec les périodes nocturnes et matinales où les fumées de la décharge en présence du brouillard provoquent une grande nuisance pour la population environnante dans un rayon dépassant les cinq Kms de la décharge. Plusieurs cas d'asthme et de difficultés respiratoires sont détectés dans cette région. Une enquête épidémiologique semble indispensable afin d'évaluer réellement l'impact de cette décharge sur la santé publique.

Chapitre VII

Retombées particulières dans l'algérois

1- Méthode d'échantillonnage et d'analyse

1-1- Principe

Il s'agit de recueillir pendant une période déterminée (1 mois ou 15 jours) les retombées liquides et solides, en suspension et en solution, dans un récipient d'une capacité de plus de cinq litres. La méthode utilisée est celle des collecteurs de précipitation décrite dans la norme AFNOR NF X 43-006[258].

1-2- Appareillage:

Le collecteur de précipitation est un récipient cylindrique, à fond plat, de 200 mm de diamètre intérieur et de 400 mm de hauteur. Le bord supérieur est chauffreiné à 45° vers l'extérieur. Le collecteur construit en acier inoxydable, suffisamment rigide, ne réagit pas avec les retombées prélevées. Il est placé sur un support de 240 mm de diamètre. Le haut du support est situé à 100 mm de la surface de prélèvement. Le support maintient la surface bien horizontale et évite tout fléchissement. On représente sur la figure VII.1 le schéma d'un collecteur réalisé conformément à la norme sus-citée.

1-3- Exposition des collecteurs

Afin de recueillir des échantillons représentatifs du site étudié, l'exposition du collecteur doit obéir à différentes règles. Le site doit être un toit horizontal et plat d'un immeuble de hauteur et de taille moyenne pour la ville ou la région étudiée. L'angle formé par le plan horizontal de la surface de prélèvement et la droite joignant le centre de cette surface au sommet de l'objet le plus proche doit être inférieur à 30°. L'objet le plus proche ne doit pas être à moins de 3 mètres du collecteur. Le collecteur doit être placé aussi près que possible du centre du toit et loin des sources spécifiques telles que les cheminées, voies de circulation, arbres et sols poussiéreux. Suivant la saison, le collecteur contiendra une quantité suffisante d'eau distillée, soit trois litres en hiver et cinq litres pour les autres saisons. Comme aucun développement d'algues n'a été constaté au cours de notre expérience, il était inutile d'ajouter un algicide. Au bout de 15 ou 30 jours d'exposition, le contenu du cylindre est transvasé dans un récipient en polyéthylène propre et sec. Le collecteur est rincé à l'eau distillée pour récupérer toutes les particules insolubles.

1-4- Sites de prélèvements

Les postes de prélèvement des particules solides sédimentables ont été choisis de façon que l'étude englobe aussi bien des zones fortement polluées par d'importantes implantations industrielles, que des zones à caractère urbain où les diverses activités humaines sont susceptibles d'engendrer une certaine pollution particulaire. Le réseau d'échantillonnage retenu comprend neuf sites répartis comme suit:

- cinq jauges autour de la cimenterie de Rais Hamidou,
- une jauge à la cimenterie de Meftah,
- une jauge au port d'Alger,

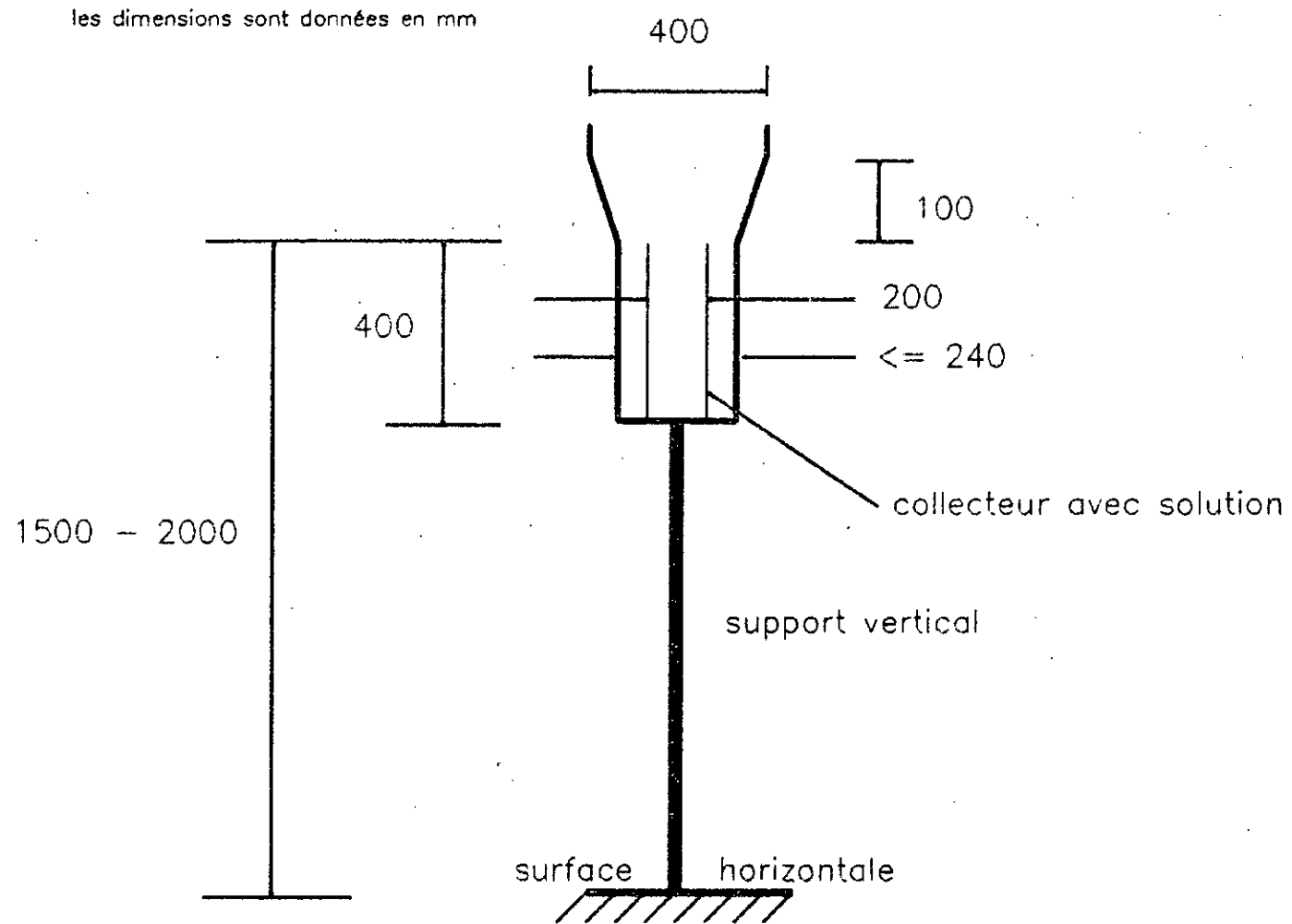


Figure VII.1: Schéma d'une jauge de collecte des retombées atmosphériques selon la norme AFNOR X 43 - 006 [258]

- une jauge à l'Ecole Polytechnique à El Harrach,
- une jauge à Blida.

Cette dernière est installée dans la station météorologique de l'université de Blida, loin de toute source immédiate d'émission dans une région qu'on peut considérer comme étant semi-rurale. On représente en figure VII.2 les différents postes de prélèvement.

1-5- Traitement des échantillons

L'échantillon prélevé est tamisé à travers un tamis d'un millimètre d'ouverture de maille afin d'éliminer les matières étrangères susceptibles de fausser grossièrement les résultats de mesures. Après filtration de l'échantillon sur un filtre en fibre de verre 0,4 μm type Millipore, on recueille les particules insolubles. Le filtrat contient les matières solubles dans l'eau.

1-5-1- Particules insolubles dans l'eau

Les particules recueillies sur le filtre sont séchées dans l'étuve à 105°C. Après pesée, la fraction insoluble est soumise à une digestion acide (100 ml d' HNO_3 et HCL ; 2N) pendant 24 heures. La solution obtenue est filtrée pour séparer les matières insolubles et inertes. Le filtrat est ensuite évaporé puis complété jusqu'à 100 ml avec l'acide nitrique 1%. L'échantillon ainsi préparé est prêt pour l'analyse.

1-5-2- Particules solubles dans l'eau

On préleve une partie aliquote de 100 ml du premier filtrat, contenant les matières solubles dans l'eau qu'on évapore lentement jusqu'à l'évaporation totale à 105°C. L'échantillon est ensuite dissous dans l'acide nitrique 1% puis filtré et complété à 100 ml avec l'eau distillée.

1-6- Méthode d'analyse

Pour déterminer les teneurs en métaux lourds et en certains métaux alcalins et alcalino-terreux, les particules recueillies ont fait l'objet d'une étude analytique. Les éléments Cobalt, Cuivre, Fer, Plomb, Manganèse, Molybdène, Nickel et Magnésium ont été dosés par spectrométrie d'absorption atomique sur un appareil Pye Unicam SP9. Les éléments Lithium, Potassium, Sodium et Calcium ont été dosés par photométrie de flamme sur appareil Buck PFP-7. Ces éléments ont été choisis afin de couvrir les retombées d'origines naturelle et anthropogénique. Certaines contraintes techniques ont évidemment elles aussi joué un rôle dans la préférence donnée à l'étude de tel élément plutôt qu'à un autre.

Les conditions opératoires, la préparation des solutions étalons et la composition de la matrice sont données en annexe III. Un organigramme récapitulatif de la procédure de traitement et d'analyse des échantillons est présenté en figure VII.3.

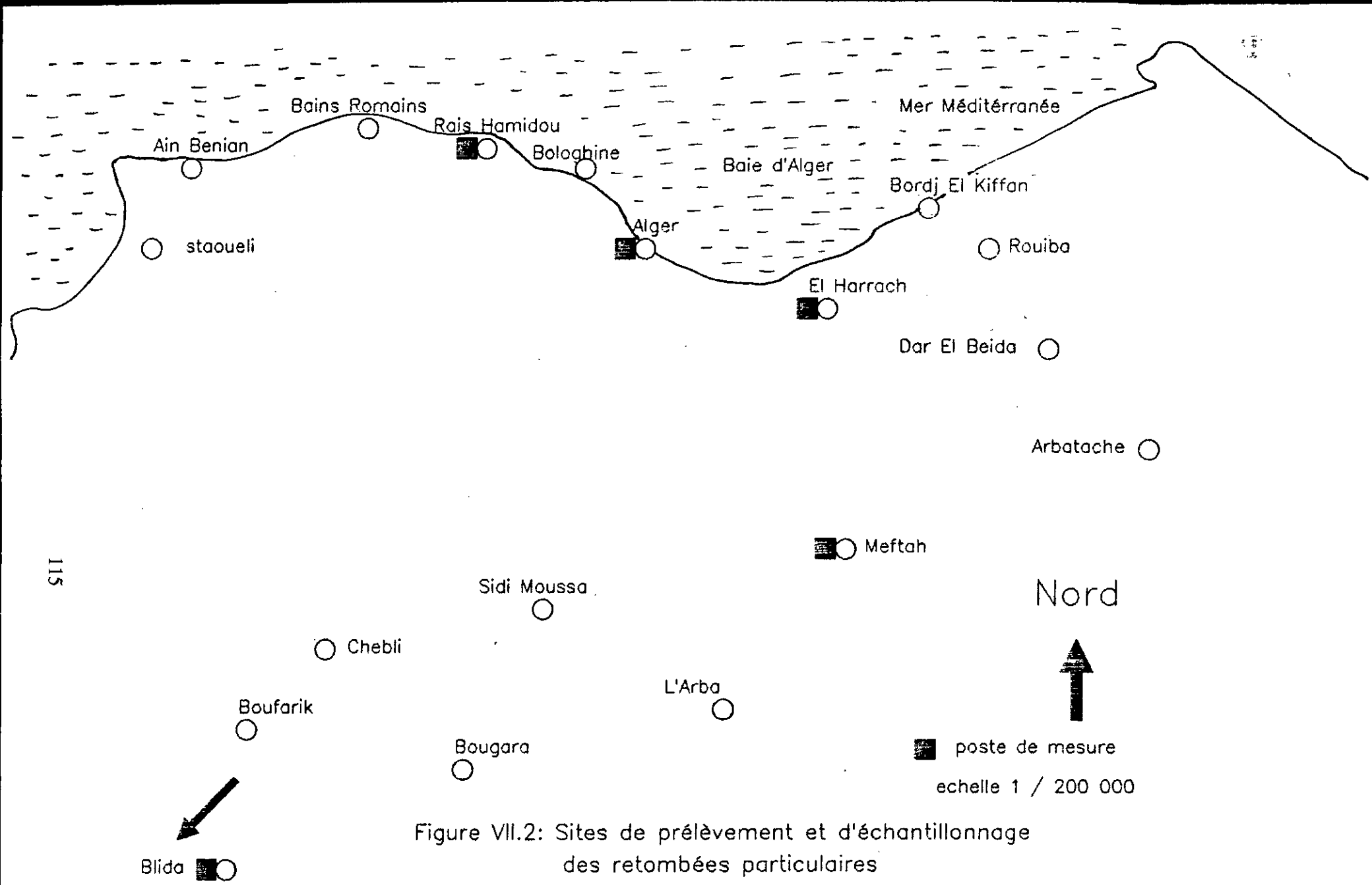


Figure VII.2: Sites de prélèvement et d'échantillonnage des retombées particulaires

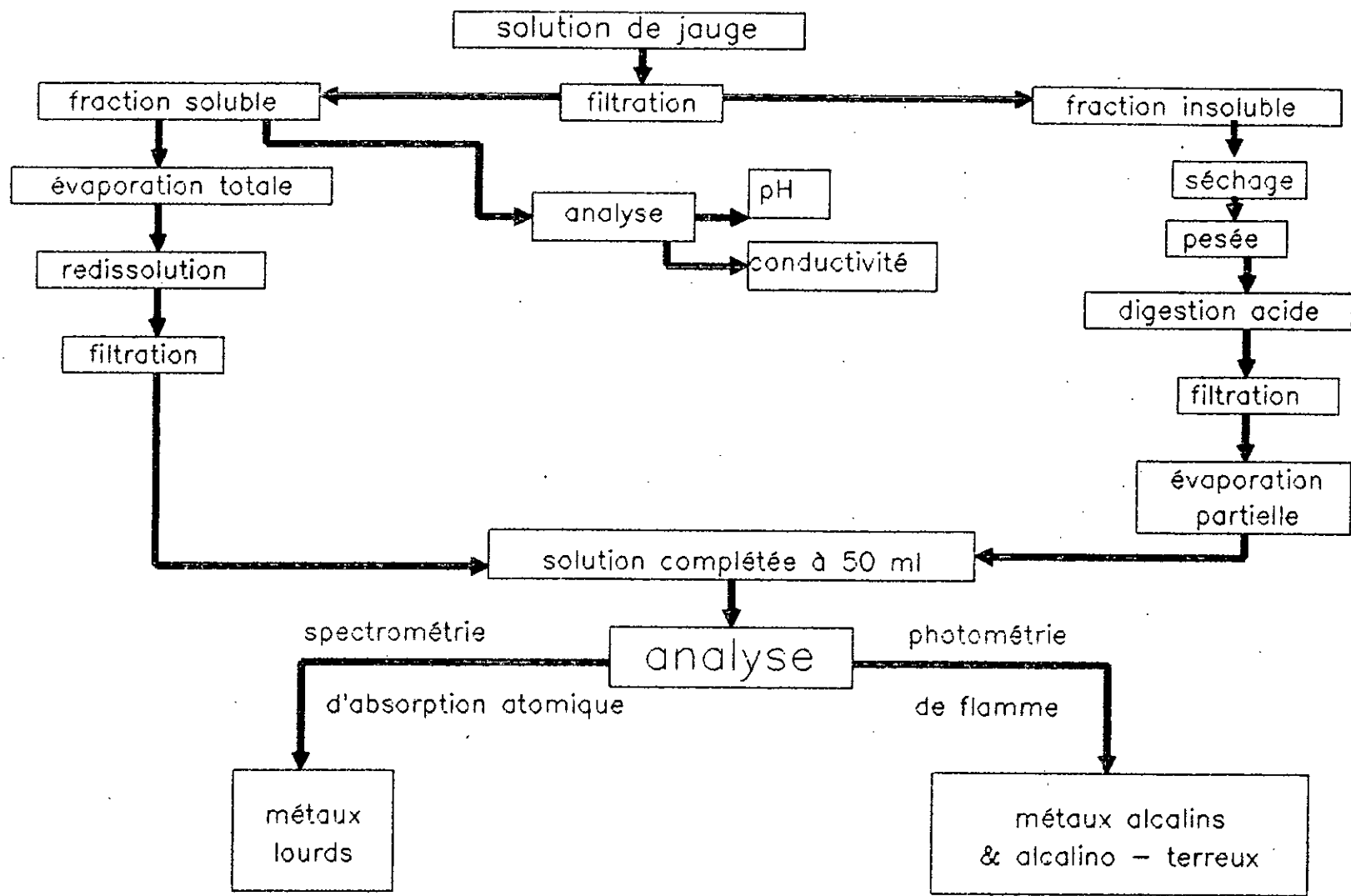


Figure VII.3: Organigramme récapitulatif de la procédure de traitement et d'analyse des retombées particulaires

2- Résultats d'analyses et interprétations

2-1- Niveaux de pollution particulaire

2-1-1- Les retombées en milieu industriel, urbain et rural

Les retombées atmosphériques totales, exprimées en $g/m^2/mois$ et en $g/m^2/q$, aux quatre postes de mesure à Alger-port, ENP El Harrach et au niveau des deux cimenteries de Meftah et de Rais Hamidou sont présentés sur la figure VII.4 et VII.5. Ces résultats se rapportent à deux campagnes de mesures effectuées sur une période de huit mois s'étalant de Février à Septembre 1991 pour la première et de trois mois allant du mois d'Avril à Juin 1992 pour la seconde.

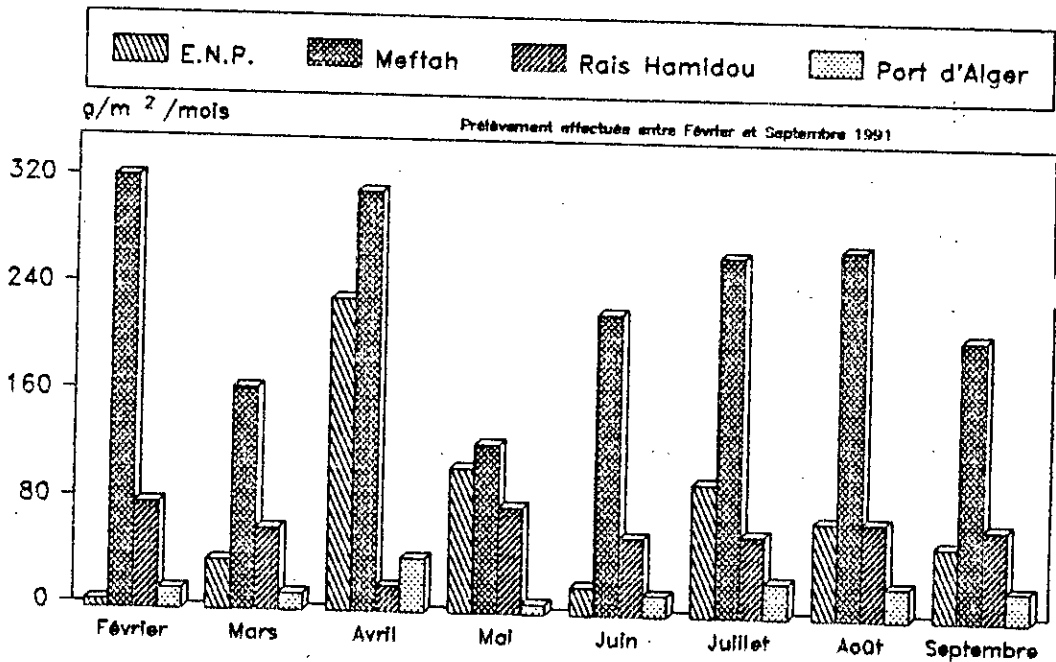


Figure VII.4: Retombées particulaires à Alger en 1991

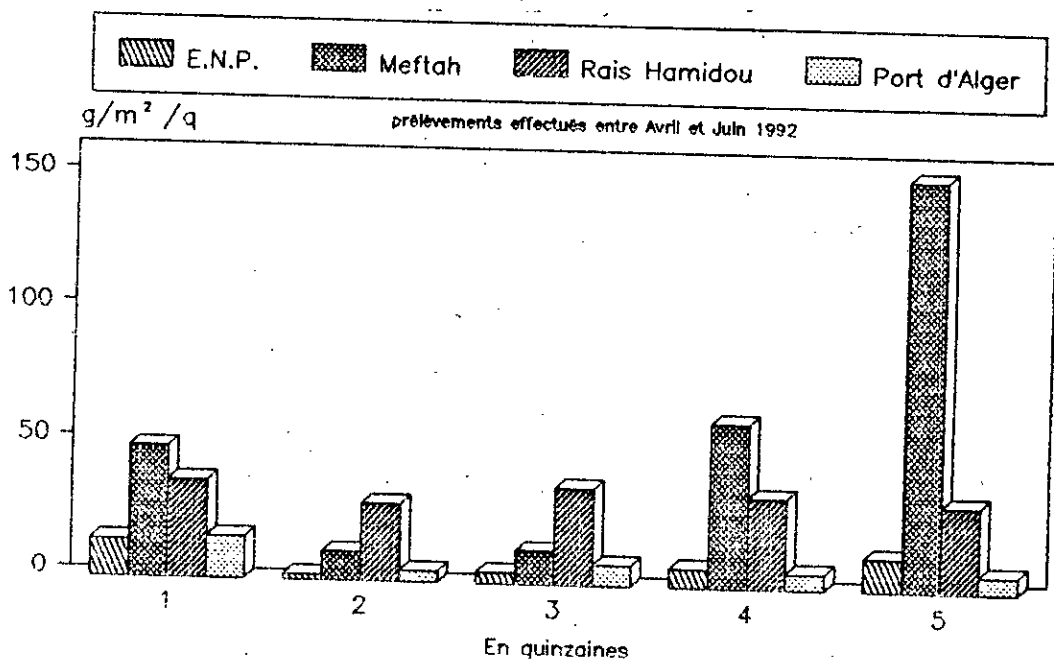


Figure VII.5: Retombées particulaires à Alger en 1992

L'étude montre que les teneurs en particules sédimentables les plus élevées se retrouvent au niveau des sites proches d'importantes sources émettrices, en l'occurrence les cimenteries de Meftah et de Raïs Hamidou.

A Raïs Hamidou les teneurs moyennes mesurées durant la première campagne s'élèvent à 61 g/m²/mois et sont multipliées par un facteur de 4 à Meftah où on mesure un dépôt moyen de 242 g/m²/mois. Un simple calcul donne un dépôt moyen de 25 tonnes/ha/mois au voisinage immédiat de cette cimenterie et en plein milieu agricole. La différence notable qu'on enregistre dans les taux de retombées des deux cimenteries est due d'une part à leur inégale capacité de production et d'autre part à la nature du processus de fabrication. A Meftah la production, par voie sèche, a atteint en 1991 environ 900.000 t/an pour seulement 300.000 t/an à Raïs Hamidou où le ciment est produit par voie humide. Quand on est en présence d'un système de dépoussiérage performant, la production par voie sèche engendre des émissions légèrement plus chargées en particules solides.

Durant la deuxième campagne de mesure, la cimenterie de Meftah était à l'arrêt pendant les trois premières quinzaines de prélèvements, soit du 1er Avril au 15 Mai 1992, pour des raisons techniques. Malgré l'absence d'émission directe par les cheminées de la ligne de production, on recueille des dépôts de poussières élevés avec une moyenne de 25 g/m²/quinzaine. Cette coïncidence a permis de mettre en évidence l'importance du phénomène de re-suspension, particulièrement pour les terrains découverts sans couverture végétale. Les poussières, sédimentées antérieurement, dans et autour de la cimenterie, sont remis en suspension dans l'air par les vents. Leur composition chimique est d'ailleurs similaire à celle des poussières émises par la cimenterie. Le taux de re-suspension le plus faible est enregistré durant la deuxième quinzaine. En effet, au cours de cette période, la pluviométrie abondante retient les poussières au sol et ce malgré une fréquence élevée de la classe des vents de vitesse moyenne ou forte (figures VII. 6 et VII.7). La reprise des activités de cette cimenterie à partir du mi-Mai 1992 est marquée par une nette augmentation des retombées qui atteignent des taux huit fois plus élevés qu'auparavant (en période d'arrêt), donnant ainsi des dépôts similaires à ceux mesurés en 1991.

Il faut dans ce contexte signaler qu'un rapport du service sanitaire de la région de Meftah [179] fait état de retombées de poussières de l'ordre de 0,5 à 2,5 g/m²/mois. Il est clair que les valeurs données dans ce rapport ne reflètent nullement la réalité sur le terrain. D'ailleurs, comme on le verra plus loin, de pareilles teneurs sont en deçà même de celles qu'on mesure dans des zones où aucune activité industrielle n'existe.

A Raïs Hamidou, où aucune perturbation dans la production n'est signalée durant la campagne 92, on mesure des dépôts variant très peu avec le temps et les conditions atmosphériques. Les dépôts varient entre 30 et 35 g/m²/q, soit des teneurs mensuelles comparables à celles de 1991.

L'étude montre ainsi que les deux cimenteries sont à l'origine d'une importante pollution particulaire. Les divers points d'émission de poussières dans la chaîne de production du ciment par voies sèche et humide sont illustrés sur les figures VII.8 et VII.9.

Les valeurs de retombées enregistrées à El-Harrach, durant la campagne de 1991, montrent de nettes variations allant de 5 à 308 g/m²/mois. Alors que durant la campagne de mesure de 1992, les maxima n'atteignent plus que 18 g/m²/q avec une variation temporelle très faible. En plus de l'influence des embruns marins et du trafic routier, ce site urbain reçoit les émissions irrégulières d'une chaîne de stations bétonnières implantées le long de

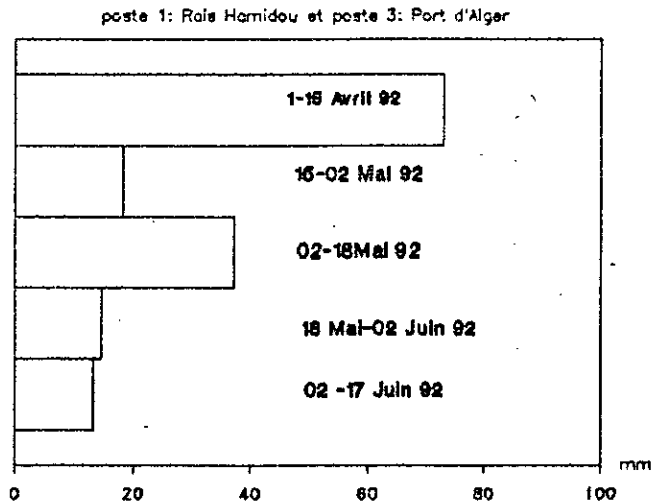
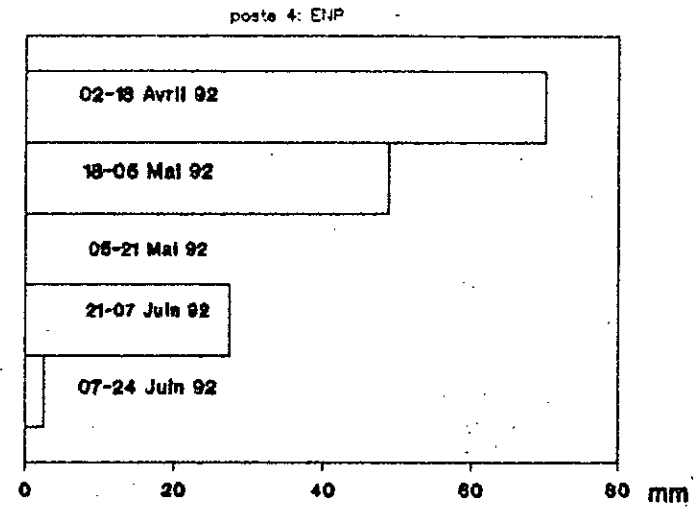
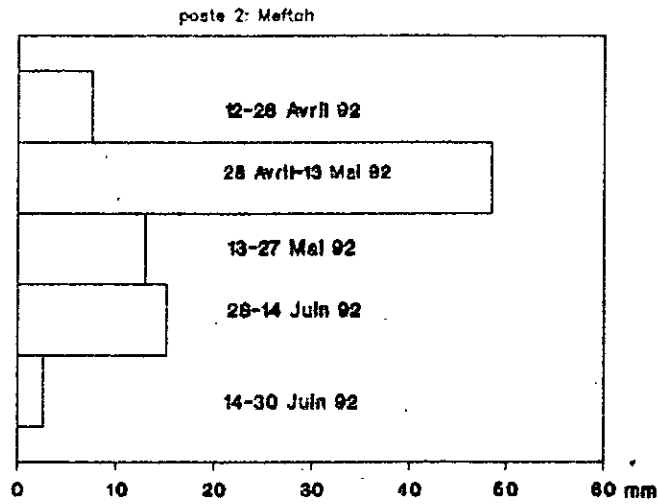
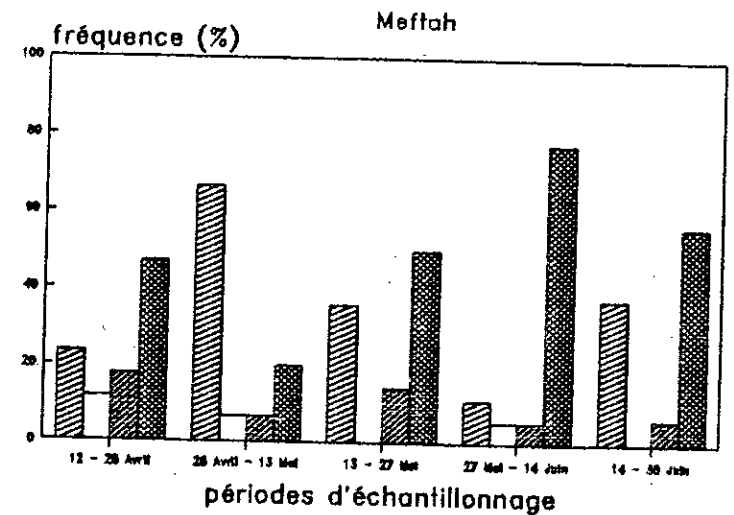
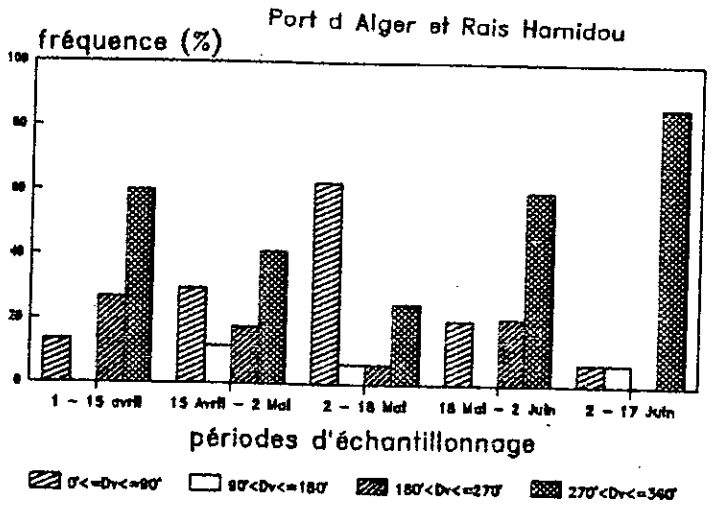


Figure VII.6: Pluviométrie enregistrée à Alger pour différentes périodes de prélèvements en 1992



ENP El Harrach

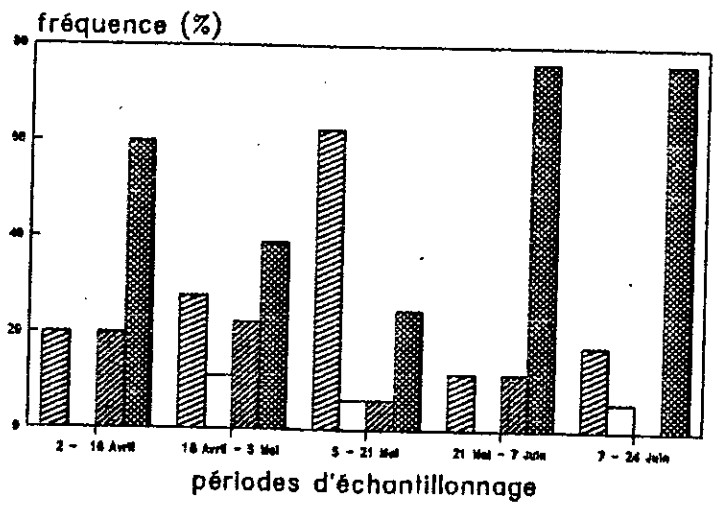


Figure VI.7 Fréquence des directions du vent à Alger durant les périodes d'exposition des jauges

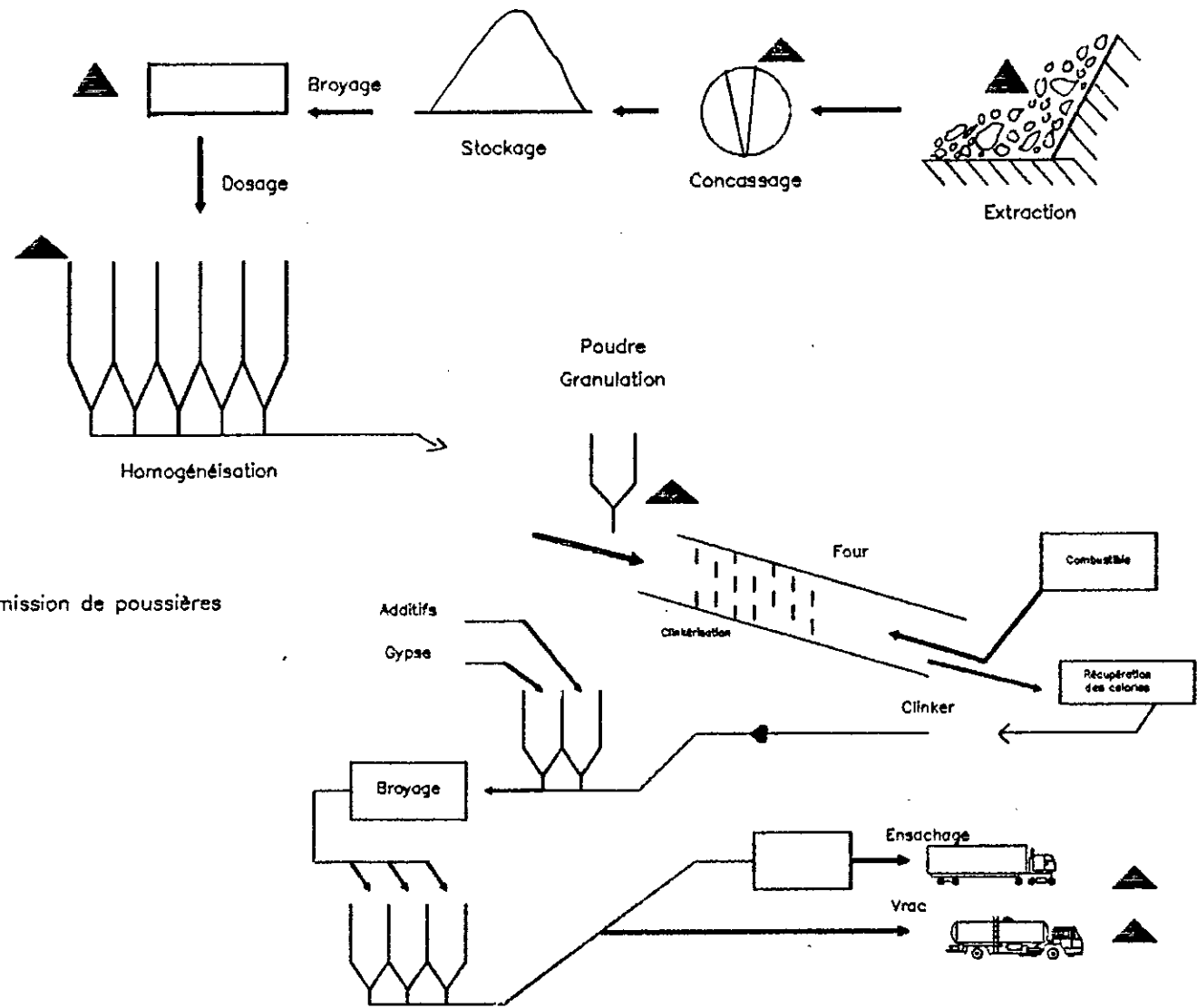


Figure VII.8: Schéma de production du ciment par voie sèche

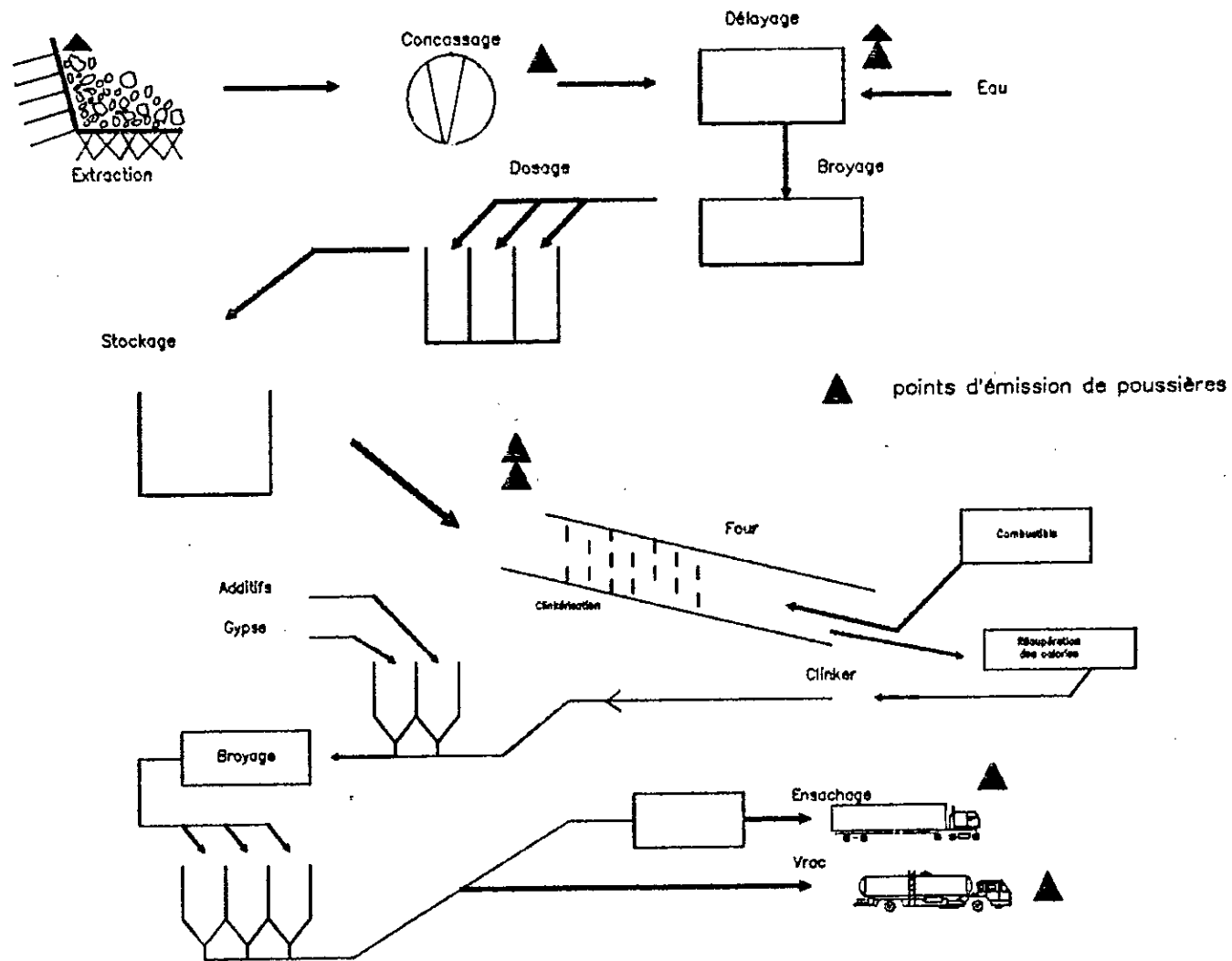


Figure VII.9:Schéma de fabrication du ciment par voie humide

l'autoroute entre les pins maritimes et le caroubier. Travaillant en intermittence, les activités de concassage et broyage de ce chantier a engendré entre Avril et Août 1991 une importante pollution particulaire. L'arrêt de ces activités à partir de l'automne 91 s'est clairement répercuté sur les retombées enregistrées en 1992 dont le niveau atteint reste relativement bas et caractéristique d'un site non industrialisé. Enfin, il faut noter que durant les mois d'Avril et Mai 91, une micro-situation météorologique a aussi contribué aux teneurs exceptionnelles enregistrées durant ces deux mois. En effet, les observations faites sur le terrain et le dépouillement des données météorologiques montrent que ces périodes coïncident avec des situations de sirocco. Ainsi, le 14 et 15 Avril 1991, une élévation brutale de température et un vent émanant du Sud plongea l'atmosphère dans un nuage de poussière qui se déposa avec une légère pluie enregistrée le 17 Avril 1991. Une situation similaire a eu lieu le 1, 15 et 16 Mai 1991. Une étude plus détaillée des retombées humides fera l'objet du paragraphe § 2-3.

En ce qui concerne les prélèvements effectués au niveau du port d'Alger, les résultats obtenus lors des deux campagnes sont du même ordre de grandeur. Le niveau de pollution en ce site semble être constant et présente des teneurs très proches de celles relevées à l'ENP en 1992. Les retombées restent inférieures à 40 g/m²/mois et supérieures à 7 g/m²/mois. Les activités urbaines et portuaires (chargement, maintenance, transport de marchandises, ...) ainsi que les embruns marins sont à l'origine de ces dépôts.

Quant au site semi-rural de Blida, les retombées ont été évaluées à deux altitudes différentes, l'une à 2 mètres et l'autre à zéro mètre (au niveau du sol). Les résultats obtenus, représentés en figure VII.10, sur une période d'échantillonnage de sept mois illustrent deux phénomènes très importants:

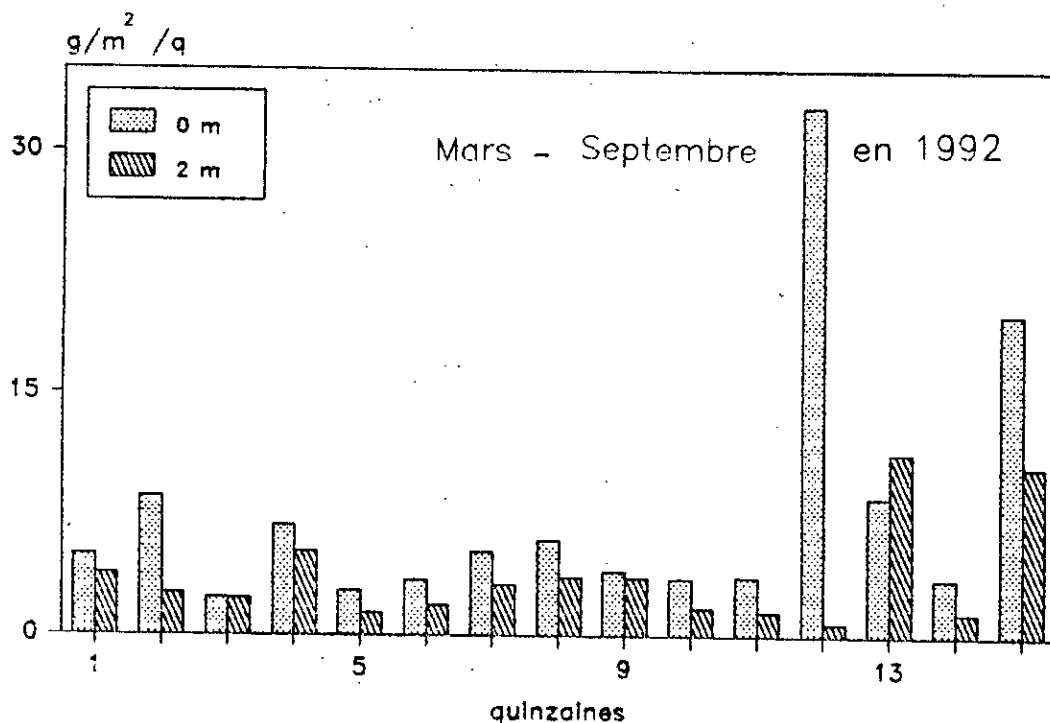


Figure VII.10: Retombées totales dans un site semi-rural à Blida

- D'abord, le phénomène de ressuspension pouvant fausser la mesure réelle des retombées. On observe durant toute la campagne de mesure que les dépôts recueillis au niveau du sol sont supérieurs à ceux trouvés à 2 m d'altitude, le rapport des dépôts moyens, au niveau du sol sur ceux à une altitude de 2 m est de l'ordre de 1,5. On enregistre donc en moyenne 50% de plus de poussière au sol qu'à un niveau supérieur. Ceci justifie la norme fixant la hauteur de prélèvement à 2 mètres.

- Ensuite, le niveau de pollution très faible, inférieur à 5 g/m²/q, peut être considéré comme pollution de fond. La faible variation temporelle confirme cette hypothèse. Les pics observés aux 12e et 13e quinzaines sont dûs à une intervention étrangère (excréments d'oiseaux, etc...).

La comparaison des niveaux de pollution rencontrés dans les zones étudiées précédemment avec ceux trouvés au site semi rural de Blida met en évidence la responsabilité irrévocable soit des activités industrielles, soit des activités urbaines des grandes villes comme Alger. Le tableau VII.1 et la figure VII.11 résument les dépôts moyens enregistrés au niveau des différents sites. Selon un classement de la pollution par les retombées particulaires établi par l'ASTM [260], représenté sur le tableau VII.2, la pollution particulaire à Alger oscille entre une forte et très forte pollution. Le tableau VII.3 donne les normes des retombées de quelques pays et le tableau VII.4 illustre les niveaux de pollution par les retombées dans le monde. Les pays développés n'accusent que de faibles dépôts de poussières inférieures à 10 g/m²/mois. L'existence de normes nationales d'émission contraint les industriels à respecter l'environnement par l'investissement dans l'équipement anti-polluant ou l'utilisation de technologie propre. D'après le rapport de l'OMS publié récemment sur la qualité de l'air dans 20 grandes villes dans le monde, il apparait clairement que les villes du tiers monde sont très polluées par les poussières en suspension qui sont à l'origine des retombées particulaires. Le tableau VII.5 donne ces niveaux de pollutions par les particules en suspension dans l'air dans vingt grandes villes dans le monde en 1992.

Tableau VII.1: Dépôts annuels moyens et écarts types en g/ m²/mois

années	Meftah	Rais Hamidou	Ecole Polytechnique	Port d'Alger	Univ. Blida
1991	243 (69)	62 (19)	80 (112)	20 (10)	/ /
1992	115 (104)	68 (5)	16 (9)	16 (8)	6 (4)

Tableau VII.2: Valeurs guides des retombées en Pennsylvanie d'après l'ASTM [164]

<u>Classification de la pollution</u>	<u>retombées en g/m²/mois</u>
légère	0 - 7
moyenne	7 - 14
forte	14 - 35
très forte	> 35

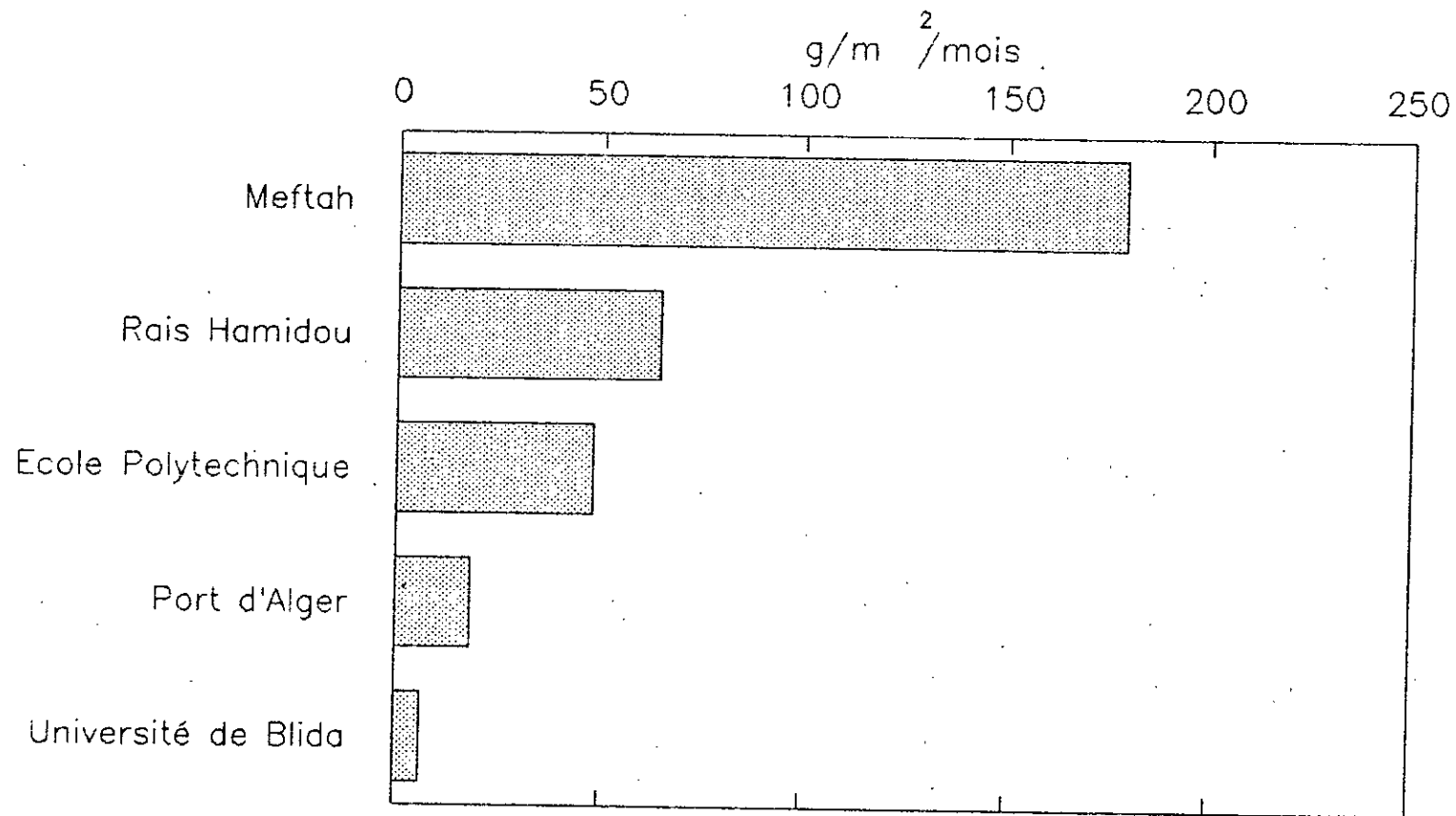


Figure VII.11: Moyennes des retombées enregistrées durant 1991 – 1992 aux différents sites

Tableau VII.3: Normes des retombées particulières dans certains pays

Pays [référence]	Retombées (g/m ² /mois)
Canada (Québec) [9]	7.5
Suisse [261]	6.0
Allemagne [262]	10.5

Tableau VII.4: Dépôts de particules totales dans quelques villes en g / m² / mois

Villes	Années	sites	retombées	références
Gibraltar	1982-1983	urbain	3.52	263
Le Caire	1960	urbain	30.31 (8.4)	264
	1962	urbain	28.69 (12.64)	264
Zurich	1981-1989	urbain	2.74 (0.63)	261
Lugano	1981-1989	urbain	3.54 (0.56)	261
Ontario	1986	urbain	3.8 (1.3)	265
	1987		2.2 (0.4)	266
	1989		4.2 (0.5)	267
Paris	1989	urbain	0.80	268
		industriel	8.12	269
Bangkok	1981	urbain	45.8	270
Alger	1991-1992	urbain	33.20 (24.9)	
		industriel	121.80 (49.4)	
Blida	1992	semi-rural	6.24 (4.54)	

Tableau VII.5: Niveaux de pollution par les particules en suspension dans le monde [271]

<u>Villes</u>	<u>Niveaux</u>
New York	faible
Tokyo	faible
Moscou	faible
London	faible
Los Angeles	modéré
Buenos Aires	modéré
Sao Paulo	modéré
Rio de Janeiro	modéré
Mexico city	fort
Karachi	fort
New Delhi	fort
Calcutta	fort
Beijing	fort
Séoul	fort
Shanghai	fort
Manille	fort
Jakarta	fort
Bangkok	fort
Bombay	fort
Le Caire	fort

légendes

- Faible: les valeurs guides de l'O.M.S. sont respectées
- Modéré: les valeurs guides de l'O.M.S. sont dépassées jusqu'au double
- Fort: les valeurs guides de l'O.M.S. sont dépassées au delà du double

2-1-2- Dispersion des poussières dans l'agglomération de Rais Hamidou

Pour un site donné, les fluctuations temporelles et spatiales dépendent des sources émettrices fixes ou mobiles, provisoires ou permanentes, des conditions météorologiques favorables ou pas au transport et à la dispersion des particules, ainsi que de la topographie du site. La cimenterie Rais Hamidou est située au pied d'une colline, principal gisement de matière première (calcaire). Le site, ouvert sur la mer et protégé latéralement par le relief, ne subit que faiblement l'influence des vents du Sud. Par contre, les brises de terre et de mer influent certainement sur la diffusion des particules. D'après nos constatations faites sur le terrain, il ressort que toute la région est touchée par cette pollution particulière et plus particulièrement le voisinage immédiat de la cimenterie. Il faut signaler, une fois encore, que la cimenterie est installée en plein centre ville de Rais Hamidou. Tout passager dans cette région est attiré par l'anormale couleur des toitures, censées être rougeâtres, décolorées par une couche grisâtre de poussière: le ciment.

Afin d'avoir une idée globale sur l'ampleur des retombées au travers de cette région, on a installé quatre postes de prélèvement à l'Est, l'Ouest et au Sud-Ouest de la cimenterie. La figure VII.12 montre les positions de ces postes par rapport à la cimenterie. Les résultats de retombées mesurées sont résumés en figures VII.13a,b,c. Elles montrent que les dépôts varient en fonction des conditions météorologiques et de l'éloignement de la source d'émission. L'influence de l'éloignement de la source est nettement visible au poste P8. Ce poste, se trouvant dans la même direction que le poste P7, accuse des teneurs plus faibles qu'en P7 pour toutes les conditions météorologiques observées. On enregistre un abattement des retombées d'environ 30 % pour une distance de 300 m. On constate, d'autre part, qu'en période hivernale pluvieuse, l'effet du lessivage ou "rain out" par les pluies fait en sorte que les retombées sont plus importantes au niveau de la cimenterie elle-même (poste P1). C'est le cas de la première quinzaine, avec un volume de précipitation de 75 mm, où parmi tous les postes de la région c'est celui de la cimenterie qui présente la teneur la plus élevée. En période sèche, c'est toujours l'entourage immédiat qui est le plus affecté selon l'orientation des vents. L'influence des vents n'est pas facile à mettre en évidence étant donné que les fréquences de direction des vents ne montrent pas toujours une direction privilégiée dominante. Les roses des vents de chaque quinzaine, construites à partir des données de l'O.N.M. de Dar El Beida, sont représentées en figure VII.14. Elles montrent toutefois que durant la 3e et 5e quinzaine, il existe une bonne corrélation entre la dispersion des poussières et la direction des vents. Au cours de la 3e quinzaine, les vents dominants en provenance du Nord-Est orientent le panache vers les sites P5, P7 et P8 où on y relève les teneurs les plus élevées. Le site P6 situé à l'Est de la cimenterie n'est alors que faiblement touché. Par contre durant la 5e quinzaine, les vents dominants du Nord-Ouest dispersent les particules vers l'Est et c'est surtout le site P6 qui est le plus affecté. On remarque, d'autre part, que globalement, la sédimentation des particules au niveau des postes étudiés est relativement plus faible durant la 5e quinzaine que durant la 3e quinzaine. Ce phénomène est certainement dû à l'influence des vitesses du vent. En effet, l'étude de la répartition des fréquences des classes de vitesse du vent montre clairement que la 3e quinzaine a connu des vents de vitesse modérée. La fréquence dominante est la classe de vitesse inférieure à 2 m/s. Au cours de la 5e quinzaine, la région est balayée par des vents de vitesse plus élevée avec une fréquence dominante de la classe des vents supérieure à 3 m/s. En cette période, ces vents forts entraînant les particules sur une plus grande distance où elles sédimentent en dehors du périmètre étudié.

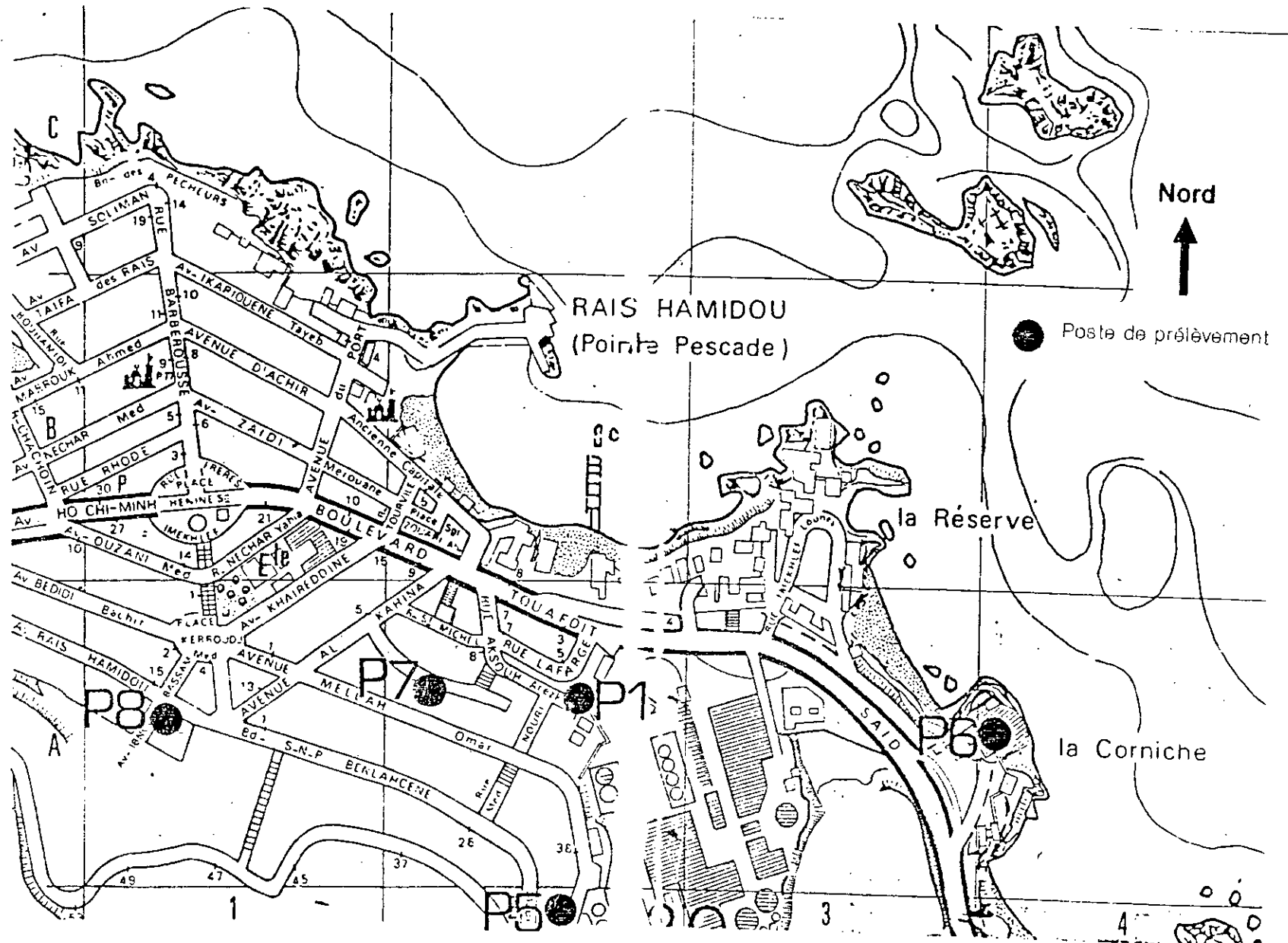


Figure VII.12: Postes de prélèvement autour de la cimenterie de Rais Hamidou (Alger)

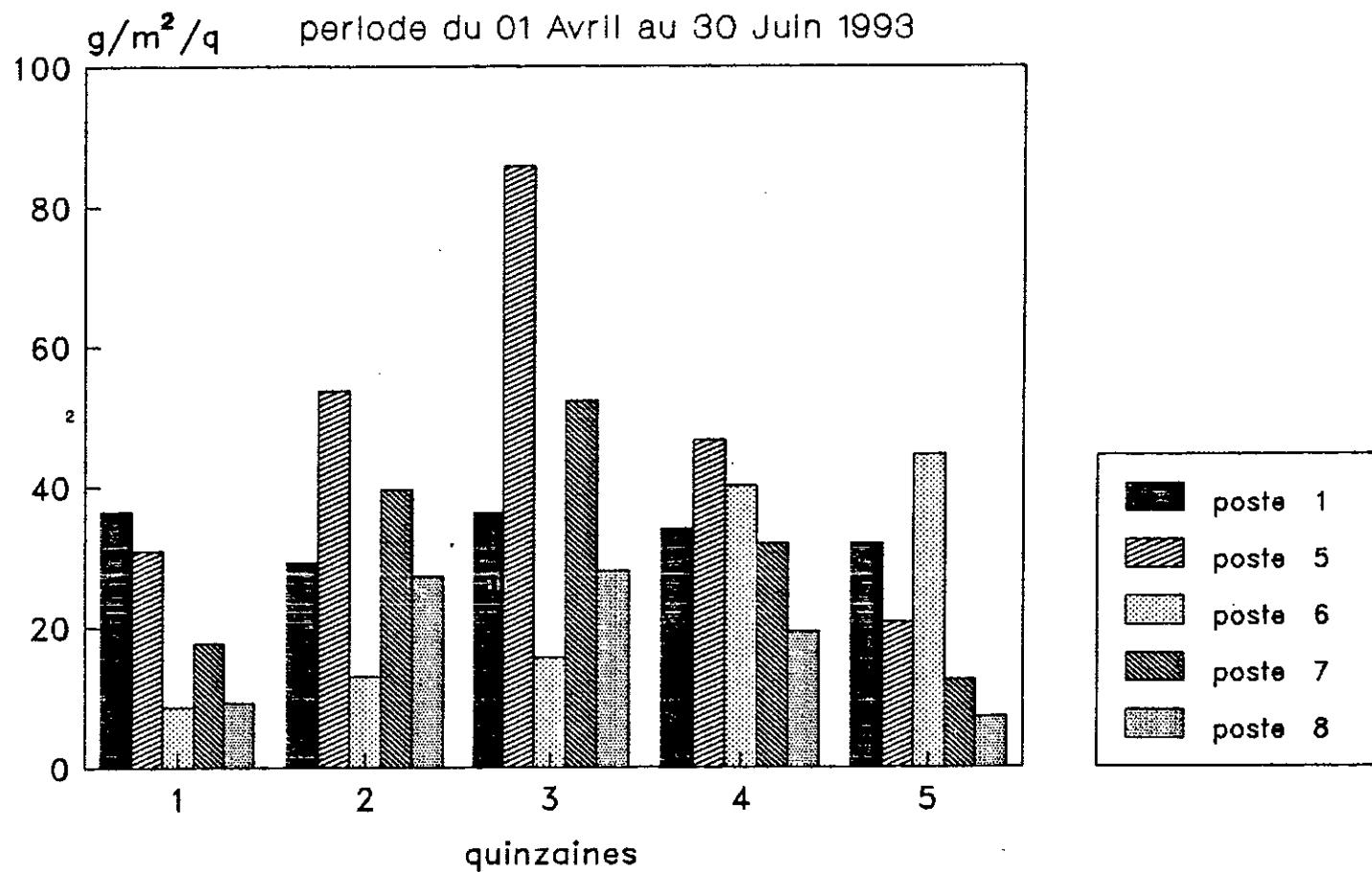


Figure VII.13a: Retombée totales
à Rais Hamidou

Période du 2 au 18 Mai 1992

○ poste de prélèvement

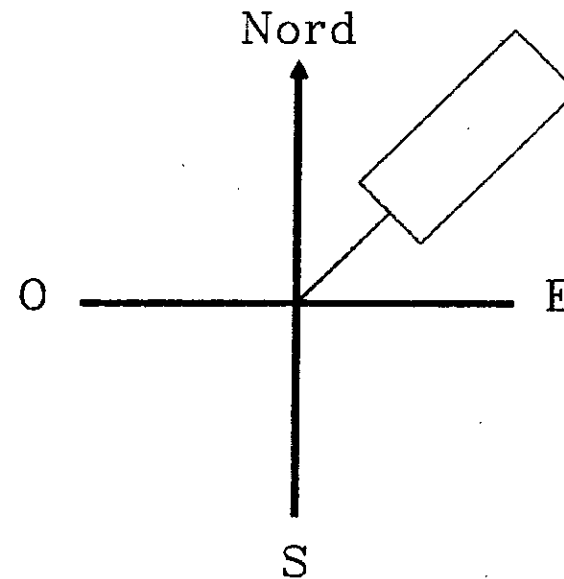
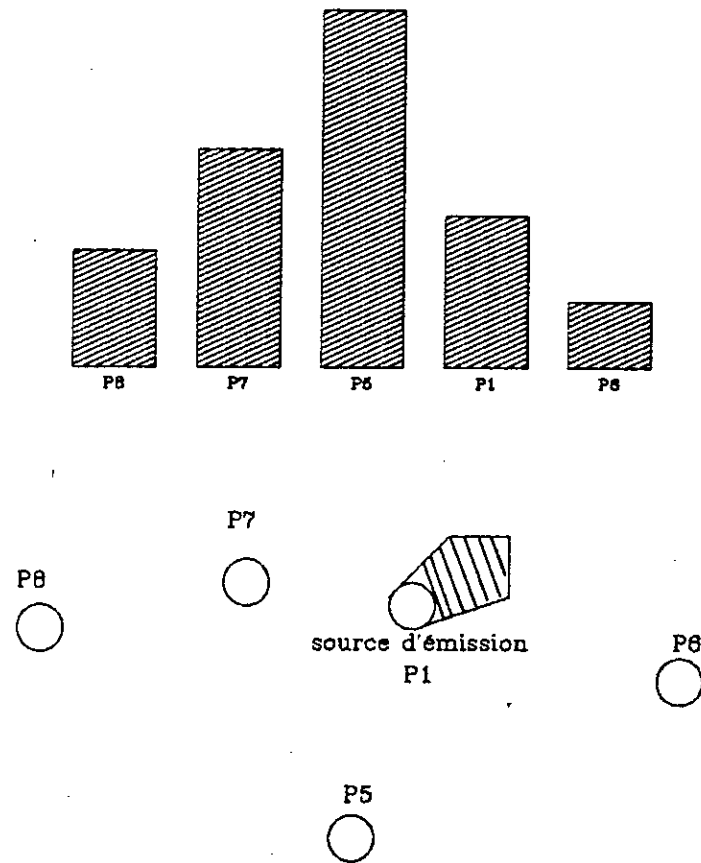


Figure VII.13 b: Dispersion des particules par vent de Nord - Est autour de la cimenterie de Rais Hamidou

Période du 2 au 17 Juin 1992

○ poste de prélèvement

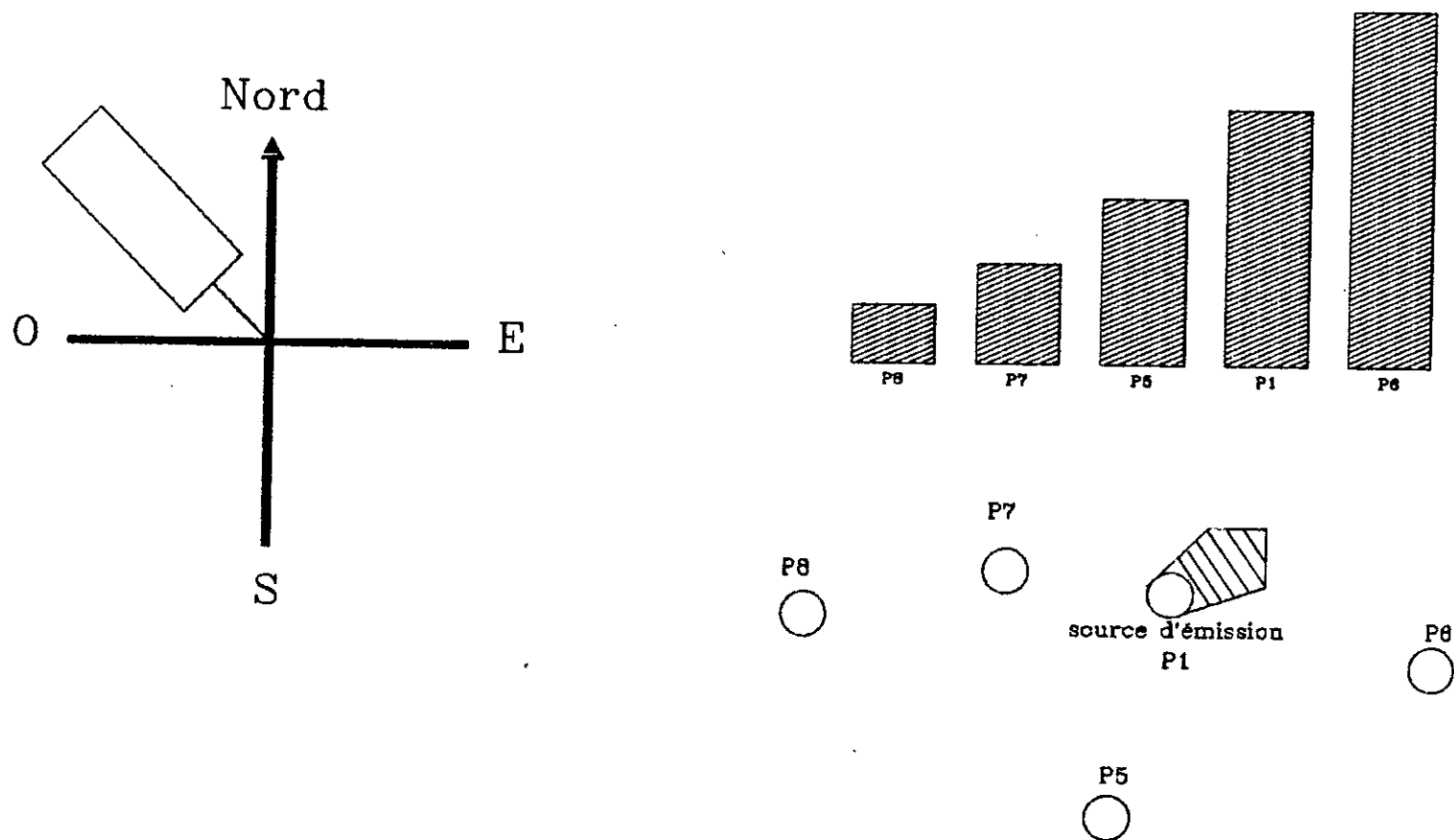
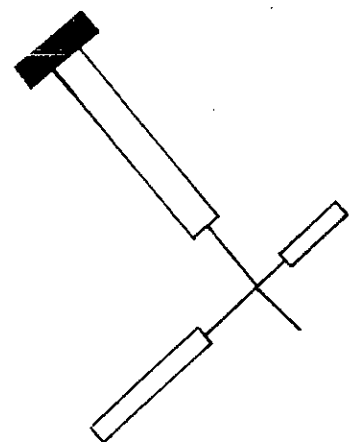
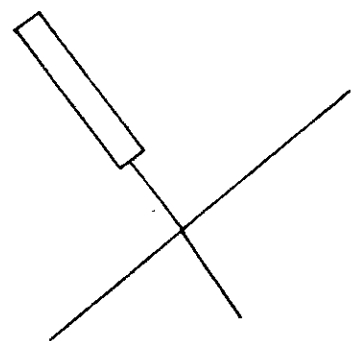


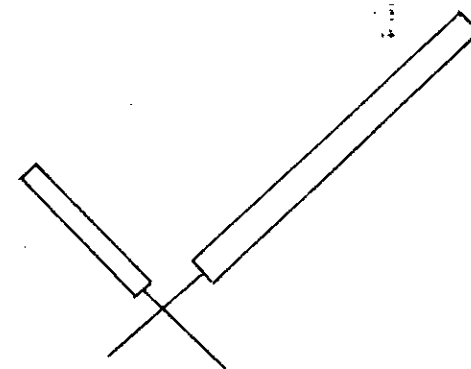
Figure VII.13c: Dispersion des particules par vent du Nord - Ouest autour de la cimenterie de Rais Hamidou



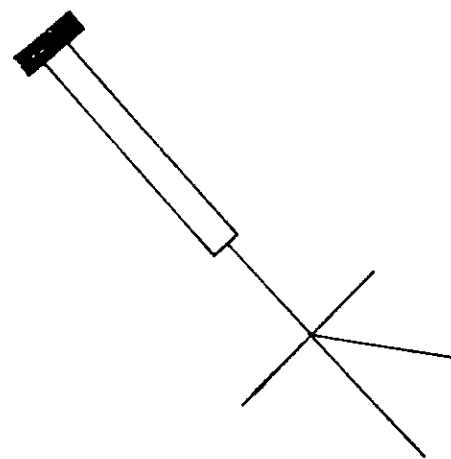
1ere quinzaine



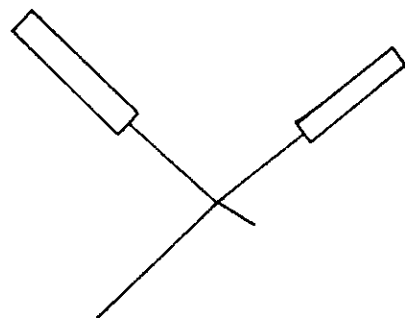
2ème quinzaine



3ème quinzaine



5ème quinzaine



4ème quinzaine

Nord



Figure VII.14: Directions des vents dominants enregistrés à Dar El Beida (Alger) durant l'échantillonnage

D'une manière générale, la topographie du site de la cimenterie de Rais Hamidou, encaissé entre deux collines, ne favorise pas la bonne dispersion sur de longues distances. D'autre part, la cheminée du four étant de faible hauteur, la dilution et le transport des poussières en suspension en sont diminués.

A partir des roses de vent mensuelle et annuelle établies sur une décennie par l'O.N.M.* (figures VII.15 et VII.16), on peut prévoir la dispersion des particules pour la région de Meftah. Les scénarios les plus probables sont représentés en figure VII.17a,b.

D'autres études sont en cours sur la dispersion des poussières autour de la cimenterie de Meftah. Les vents dominants dans cette région sont du Nord, Nord-Est en été et de l'Ouest, Sud-Ouest pour le reste des saisons. Selon nos constatations faites sur le terrain, les poussières de la cimenterie sont véhiculées jusqu'à la région de Hamiz à l'Est et vers Larbaa à l'Ouest. Les effets des particules de cimenterie sont très importants, à en juger par la dégradation importante des terrains agricoles et les plaintes des habitants à la suite des nuisances et maladies respiratoires causées.

* O.N.M: Office National de Météorologie

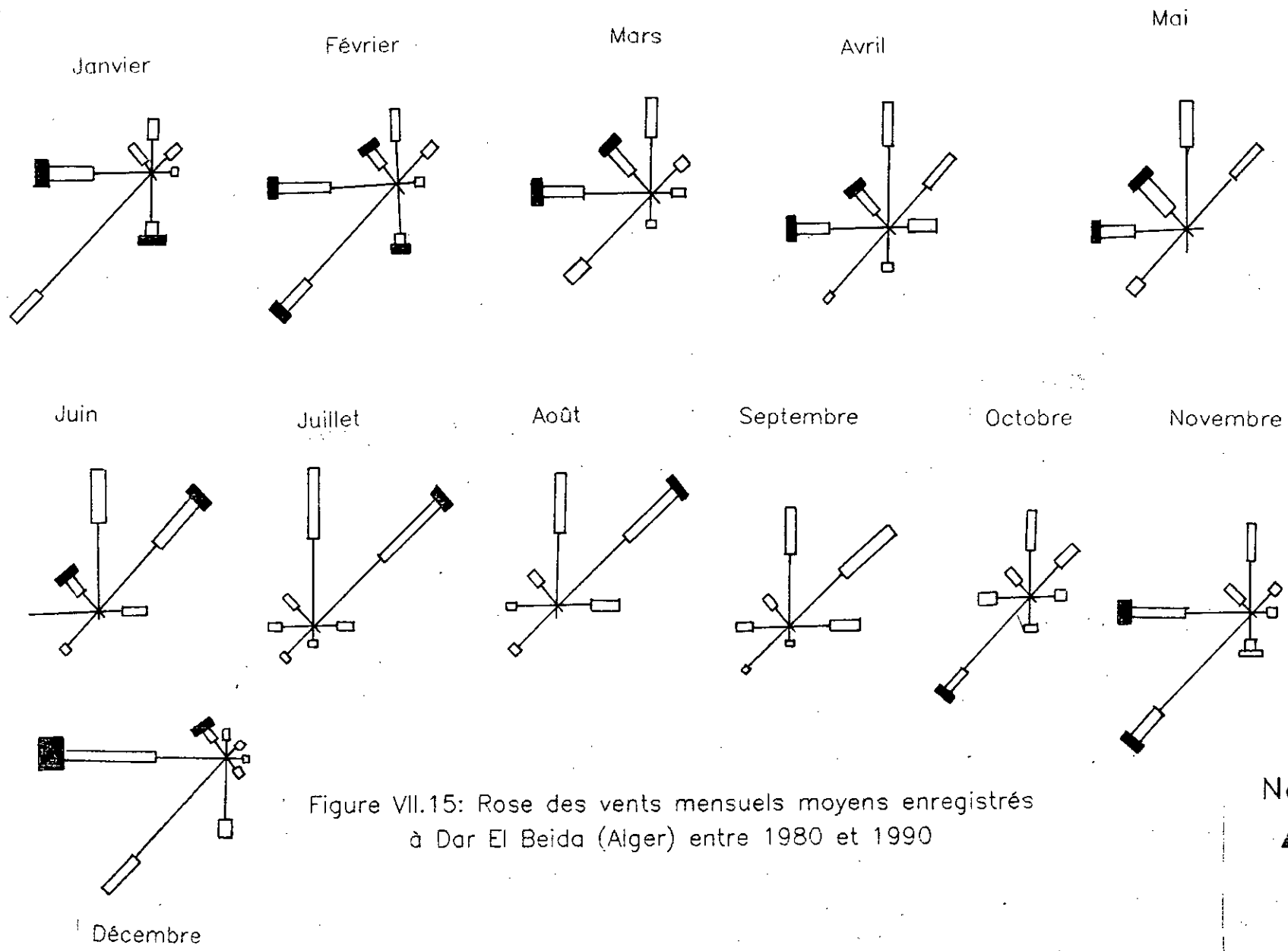


Figure VII.15: Rose des vents mensuels moyens enregistrés à Dar El Beida (Alger) entre 1980 et 1990

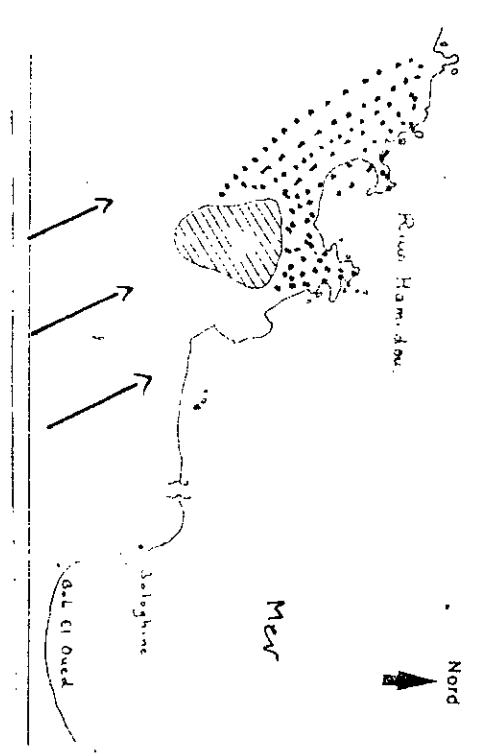
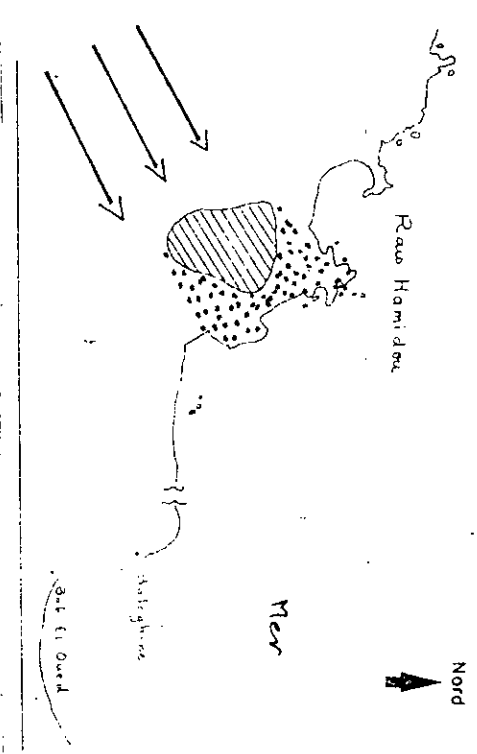
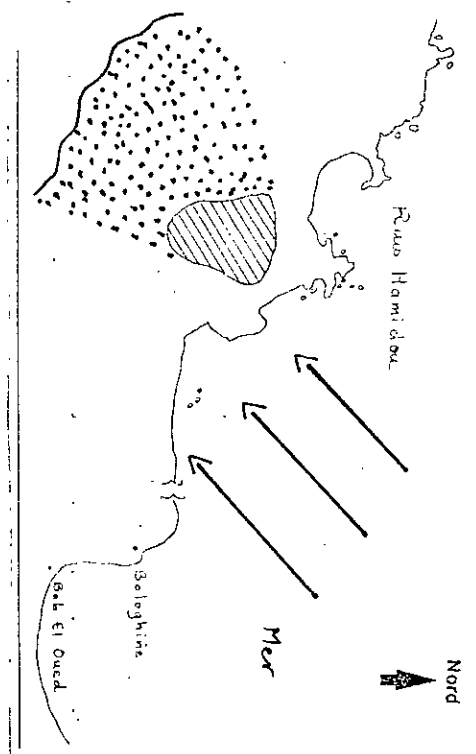


Figure VII.17b: Différents scénarios de dispersion des particules selon la direction des vents dominants dans la région de Rais Hamidou

2-1-3- Influence du vent sur les retombées à Blida

L'analyse du vent en ce site a permis de retrouver les vitesses et directions dominantes lors des périodes d'échantillonnage. On présente la rose des vents moyens en figure VII.18. Généralement, les vents dominants sont de l'Est, Sud et Ouest. Une étude statistique des vitesses du vent a été effectuée afin de les corrélérer avec les masses de particules déposées. On représente sur la figure VII.19 les résultats obtenus.

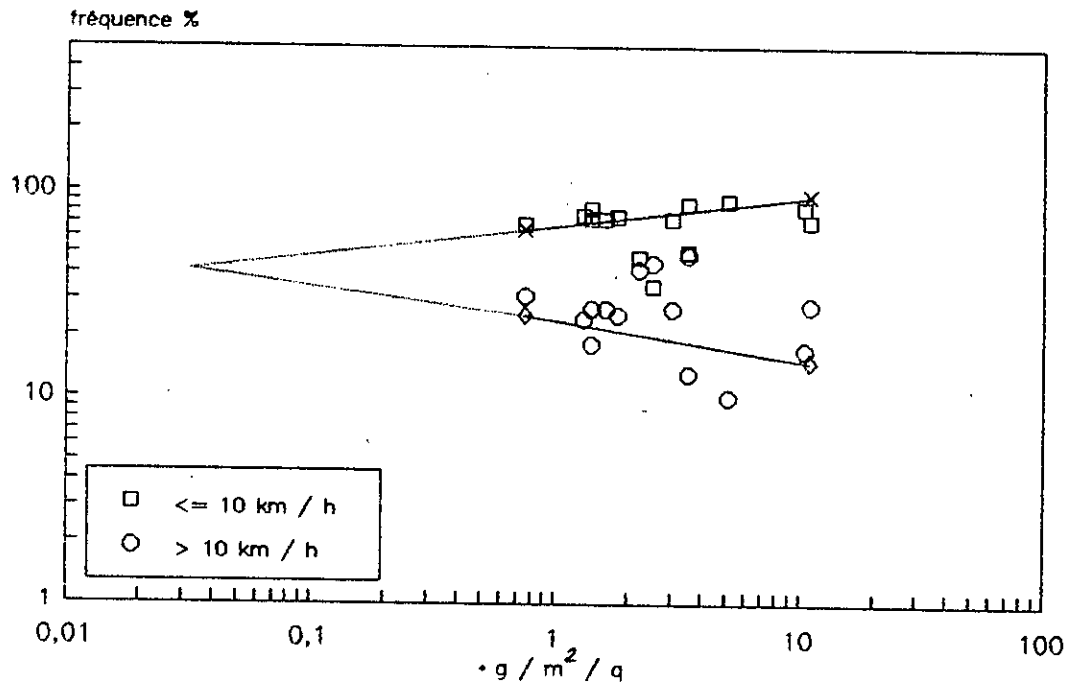


Figure VII.19: Retombées particulières selon la fréquence de classe des vents

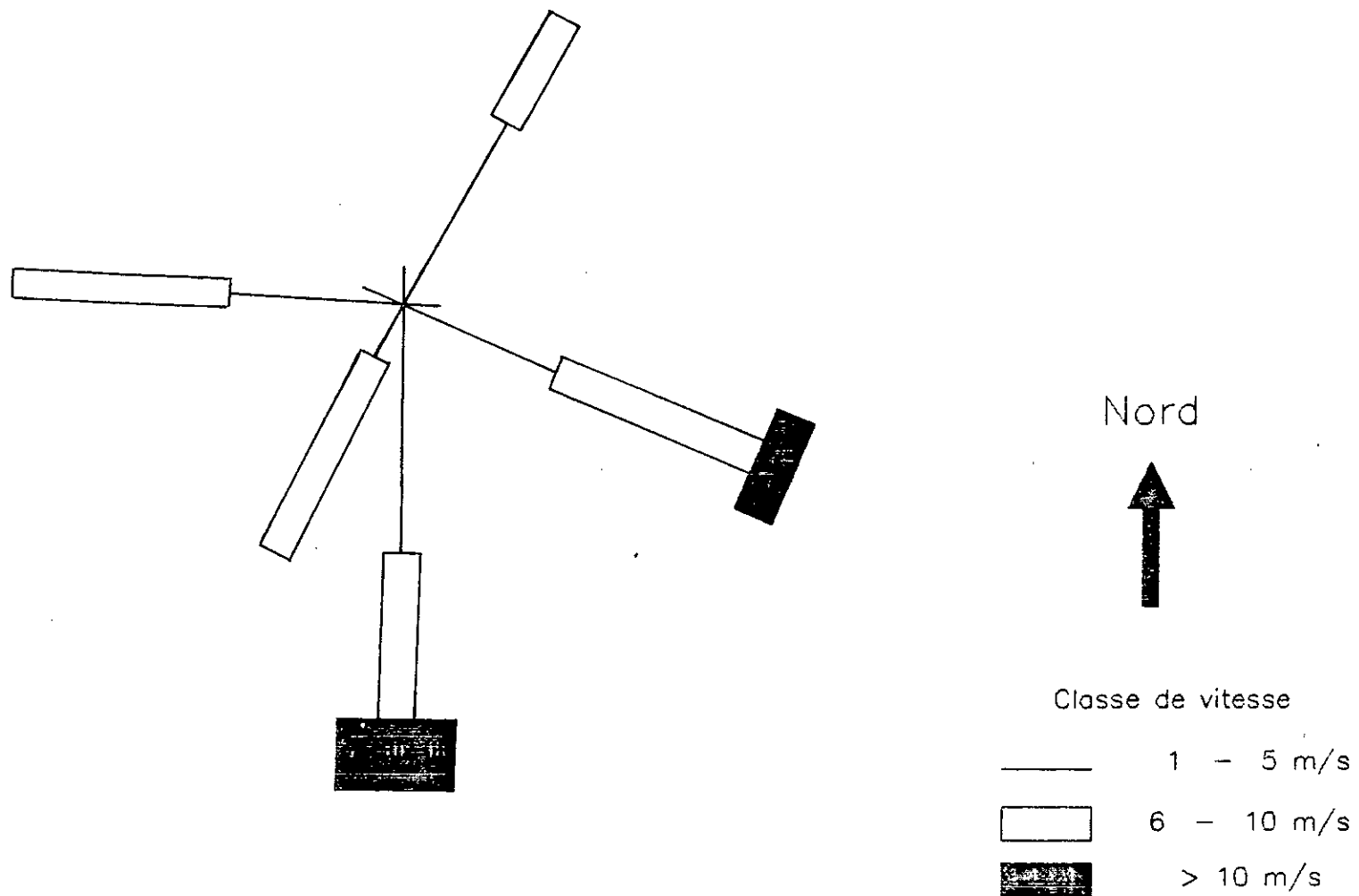


Figure VII.18: Rose des vents dominants enregistrés à Blida en 1992

Il est à noter que plus la fréquence des vents faibles (de vitesse inférieure à 10 km/h) augmente plus les masses de particules sédimentées croissent. A l'inverse lorsque la fréquence des vents forts augmente (> 10 km/h), les dépôts de poussières diminuent. Despiau et al [244] ont déjà montré que le nombre de particules dans l'air augmente avec la vitesse du vent quelque soit sa direction. Il est donc normal que la sédimentation de celles-ci devienne plus importante par vent de vitesse plus faible. Les vents forts les empêchent de sédimenter et les gardent en suspension dans l'air par des mouvements de turbulence. Ce phénomène est purement physique où la masse de la particule est le paramètre fondamental. Cependant, il existe plusieurs facteurs très influents sur les retombées particulières dont on a pas tenu compte dans cette étude et qu'il faudra aborder dans des études futures. On cite: la pluviométrie, l'humidité relative de l'air, l'ensoleillement et la granulométrie des particules selon les différentes situations météorologiques. Un autre point à mentionner, pouvant avoir une importance vitale en cas d'accident dans l'environnement (émission ou fuite de particules toxiques) et qui mérite d'être étudié est le déphasage existant entre les différentes classes du vent, l'entraînement réel des particules et leur sédimentation. Cette notion de déphasage spatiale et temporelle semble être très importante pour identifier la source de pollution et la portée de celle-ci surtout à l'échelle régionale.

2-2- Retombées de métaux

L'étude de la composition chimique des poussières sédimentées a permis la détermination de certains éléments majeurs: les alcalins et les alcalino-terreux, et les éléments présents en traces: les métaux lourds. Les résultats obtenus sont résumés sur le tableau VII.6 où l'on donne pour chaque site le dépôt moyen enregistré en 1991-1992 et la moyenne globale de tous les sites. Dans le tableau VII.7, on présente la fraction massique des divers éléments étudiés, c'est à dire la teneur de chaque élément dans le dépôt total considéré ou rapport de la masse de l'élément sur le dépôt. A titre de comparaison, on résume dans le tableau VII.8 les retombées des métaux enregistrées dans le monde.

L'analyse de ces résultats et l'étude comparative montrent que les métaux alcalins et alcalino-terreux dominent dans les retombées de la région d'Alger. Le Calcium et le Sodium sont présents en fortes teneurs dans tous les dépôts prélevés avec cependant des différences notables selon le site. Les dépôts de métaux lourds restent faibles dans la région d'Alger et ce quelque soit le site considéré. Les pays industrialisés sont par contre plus touchés par les métaux lourds d'où le risque accru de contamination des eaux, du sol et de la végétation. Les fortes teneurs de Calcium aux alentours des cimenteries est d'origine anthropogénique. Cet élément est présent en grande proportion dans la matière du ciment (calcaire, gypse, argile, tuf), il se retrouve en abondance lors des émissions. A Meftah et Raïs Hamidou, son taux de présence est en moyenne de 15% du dépôt total. Alors que loin des cimenteries à Alger-port et à l'ENP, il ne s'élève plus qu'à 6%. Afin de déterminer l'origine exacte de la pollution particulière, on a aussi comparé les dépôts selon leur solubilité. Le tableau VII.9 présente le pourcentage de la fraction soluble dans chaque dépôt. Il est intéressant de constater qu'au niveau des cimenteries la fraction soluble de calcium est très faible, inférieure à 30%, alors qu'en milieu urbain le calcium soluble domine atteignant des pourcentages de 70% à 80%. Cette grande différence réside dans le fait que les particules de cimenteries proviennent en proportion importante du clinker où la matière première se transforme à 1400°C en silicate dicalcique et tricalcique (SiO_2 / 2/3 CaO) qui sont moins solubles que le calcaire naturel (CaCO_3). Ainsi donc, un taux élevé de calcium dans les retombées avec une faible fraction soluble est représentatif d'une émission

Tableau VII.6: Dépôts de certains métaux à Alger

		Ca (g/m ² /mois)	Na (g/m ² /mois)	K (mg/m ² /mois)	Fe (mg/m ² /mois)	Mn (mg/m ² /mois)	Cu (mg/m ² /mois)	Ni (µg/m ² /mois)	Co (µg/m ² /mois)	Pb (µg/m ² /mois)
ENP	1 991	6,96 (1,87)	6,83 (1,94)	396,3 (252,4)	28,42 (15,64)	0,64 (0,52)	4,37 (3,53)	647,7 (441,4)	28,42 (15,64)	273,6 (148,3)
	1 992	7,78 (4,10)	1,78 (1,38)	245,1 (217,2)	11,62 (4,88)	6,52 (4,56)	5,26 (4,51)	242,1 (191,5)	-	207,2 (121,4)
Port d'Alger	1 991	3,37 (1,99)	4,76 (2,34)	164,6 (86,9)	25,87 (12,43)	1,54 (2,85)	4,28 (1,86)	624,0 (512,4)	25,87 (12,43)	243,9 (189,3)
	1 992	2,54 (1,76)	1,14 (0,78)	214,9 (201,6)	12,84 (2,56)	5,82 (2,38)	7,22 (2,92)	160,7 (77,2)	-	149,4 (41,2)
Meftah	1 991	27,25 (6,83)	6,05 (2,18)	787,1 (268,1)	57,46 (5,38)	5,01 (0,97)	2,22 (1,41)	1853 (988,5)	57,46 (25,38)	280,4 (145,7)
	1 992	35,68 (17,98)	1,78 (0,42)	814,8 (510,7)	29,27 (7,64)	8,34 (5,42)	7,14 (3,38)	171,5 (67,8)	-	132,3 (27,5)
Raïs Hamidou	1 991	10,69 (4,2)	5,96 (1,60)	451,1 (211,2)	56,32 (18,85)	6,62 (2,62)	3,05 (2,86)	610 (398)	66,32 (38,85)	232,3 (182,8)
	1 992	17,22 (7,2)	2,13 (0,76)	870,9 (527,3)	23,78 (6,34)	18,52 (6,24)	8,16 (4,82)	83,9 (40,5)	-	135,4 (55,2)

Tableau VII.7: Teneurs de certains éléments dans le dépôt insoluble en (mg/g)

		Ca	Na	K	Fe	Mn	Cu	Ni*	Co*	Pb*
ENP	1 991	71 (64)	16 (13)	4 (3,2)	1,2 (0,7)	0,02 (0,02)	0,08 (0,06)	17,3 (16,4)	9,8 (11)	7 (4,6)
	1 992	40 (20)	11,4 (9,9)	1,1 (0,8)	1,1 (0,6)	0,5 (0,3)	0,51 (0,29)	5,6 (4,1)	-	1,1 (1)
Port d'Alger	1 991	40 (34)	15 (8)	4,9 (2,9)	1,4 (0,9)	0,18 (0,40)	0,18 (0,02)	31 (38)	12,5 (8,8)	9,7 (2,1)
	1 992	80 (90)	4,6 (4,1)	0,4 (0,3)	0,9 (0,4)	0,45 (0,2)	-	3,8 (0,9)	-	1,7 (0,38)
Meftah	1 991	109 (26)	5 (2)	0,8 (0,1)	0,3 (0,1)	0,03 (0,02)	0,02 (0,01)	4 (2,3)	2,6 (0,8)	1,1 (0,3)
	1 992	500 (690)	5,6 (1,6)	0,6 (0,4)	0,2 (0,1)	0,12 (0,08)	0,13 (0,11)	1,5 (0,9)	-	0,8 (0,2)
Raïs Hamidou	1 991	187 (157)	4 (2)	3,3 (2,4)	1,1 (0,7)	0,11 (0,09)	0,03 (0,02)	8,1 (6,1)	7,6 (6,2)	3,9 (3,2)
	1 992	580 (930)	1,1 (0,5)	1,1 (0,8)	0,3 (0,1)	0,28 (0,10)	0,12 (0,05)	3,3 (2,3)	-	1,7 (0,6)

* en $\mu\text{g/g}$

Tableau VII.8: Retombées de métaux dans le monde (mg/m²/mois)

	La Meuse Belgique	Wraymires U.K.	Nord d'Italie	Gibraltar Espagne	Séville	Alger
K	27	-	9,5	58,2	75	254,7
Na	45	275	5	481,5	150	3,6**
Ca	-	<130	-	457,8	441	5,2**
Mn	-	0,96	-	-	-	3,63*
Fe	30	23,5	36	162	207	19,7
Cu	0,6	2,7	-	-	-	5,5
Ni	-	<0,7	-	9,3	0,99	0,42
Pb	0,7	4,6	-	3,5	7,8	0,22
Co*	45	30	21	-	-	27,1*
Références	190	205	462	416	416	

* en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{mois}$

** en $\text{g}/\text{m}^2/\text{mois}$

Tableau VII.9: Pourcentage de la fraction soluble dans le dépôt total

		Ca	Na	K	Fe	Mn	Cu	Ni	Co	Pb
ENP	1 991	74 (17)	93 (21)	55 (16)	9 (5)	21 (15)	18 (14)	40 (30)	42 (17)	33 (17)
	1 992	90 (19)	99 (31)	58 (29)	-	-	-	45 (39)	-	23 (11)
Port d'Alger	1 991	80 (8)	90 (15)	52 (19)	7 (3)	10 (7)	27 (21)	30 (29)	38 (17)	25 (20)
	1 992	84 (20)	99 (42)	97 (23)	-	-	-	25 (20)	-	37 (26)
Meftah	1 991	29 (13)	80 (26)	74 (26)	3 (1)	0,5 (0,3)	13 (3)	50 (20)	21 (6)	13 (9)
	1 992	39 (26)	96 (46)	93 (66)	-	-	-	63 (39)	-	16 (5)
Raïs Hamidou	1 991	28 (11)	94 (13)	66 (19)	5 (1)	2 (0,8)	43 (17)	40 (10)	45 (13)	25 (21)
	1 992	33 (15)	96 (27)	91 (53)	-	-	-	39 (18)	-	31 (30)

de cimenterie. Son étude peut être considérée comme étant un indicateur d'une telle pollution particulaire. Le sodium ne présente pas une caractéristique particulière. Il provient en zone côtière des embruns marins (NaCl) mais à Meftah et Raïs Hamidou, il provient des émissions de cimenteries où il entre dans la composition chimique de la matière première sous forme de Na_2O . Les sels de chlorures et d'oxyde de sodium sont tous les deux solubles comme le montre le tableau VII.9. Le rapport massique chlorure/sodium (Cl/Na^+) qui est égal à 1,8 dans le cas des embruns marins n'est pas toujours vérifiable même au port d'Alger. Il est inférieur à 1,8 pour l'oxyde de sodium et supérieur pour le sel Na_2SO_4 . Par ailleurs, la houle sur les côtes méditerranéennes est assez réduite et il ne faut pas s'attendre à d'importants dépôts d'embruns marins. Quant aux dépôts de plomb, ce sont les sites urbains qui accusent les teneurs les plus élevées impliquant ainsi le trafic routier; source d'émission de plomb en milieu urbain. Cependant, ces dépôts restent très inférieurs aux normes internationales en vigueur. La norme suisse fixe le dépôt de plomb à $3\text{mg}/\text{m}^2/\text{mois}$. Le problème du plomb en zone urbaine sera abordé plus en détail au chapitre VIII. Enfin, on note que dans la classe des métaux lourds étudiés, le fer présente la proportion la plus importante.

2-3- Retombées humides à Blida

Parallèlement à l'étude des retombées globales présentée précédemment, on a déterminé les teneurs des dépôts humides: c'est la fraction de particules qui est entraîné vers le sol lors des différentes périodes pluvieuses (lessivage ou wash out). L'évolution de ces dépôts humides a été suivi au niveau du site semi-rural de Blida sur une période de sept mois (du 02 Mars au 30 Septembre 1992). Le niveau de pollution relevé dépend naturellement de la pluviométrie et de la concentration des particules en suspension dans l'air. Les résultats obtenus, illustrés en figure VII.20, donne un dépôt humide moyen de $1,025 \text{ g}/\text{m}^2/\text{q}$ avec une déviation standard de $0,996 \text{ g}/\text{m}^2/\text{q}$. Le dépôt humide s'élève à environ 28% du dépôt total et dans un rapport de 43% avec le dépôt sec. L'enregistrement de la pluviométrie (figure VII.21) et de la conductivité des eaux recueillies ont permis de déterminer d'intéressantes corrélations mathématiques.

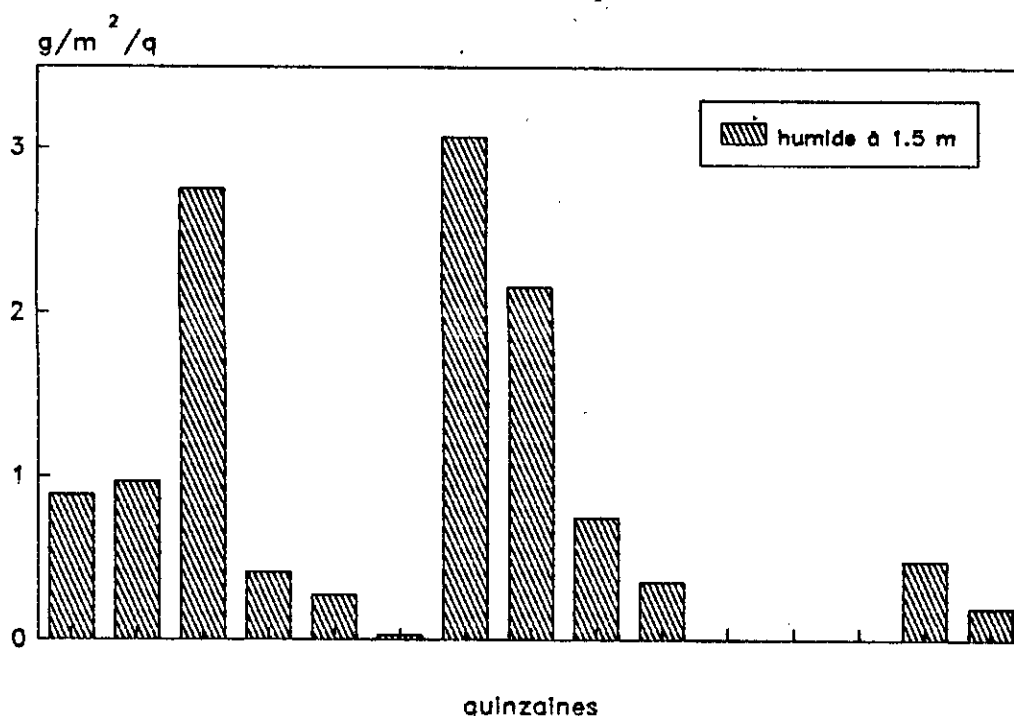


Figure VII.20: Retombées humides à Blida en 1992

ont montré l'évolution des teneurs de polluants dans l'air à la suite d'une précipitation (figure VII.23).

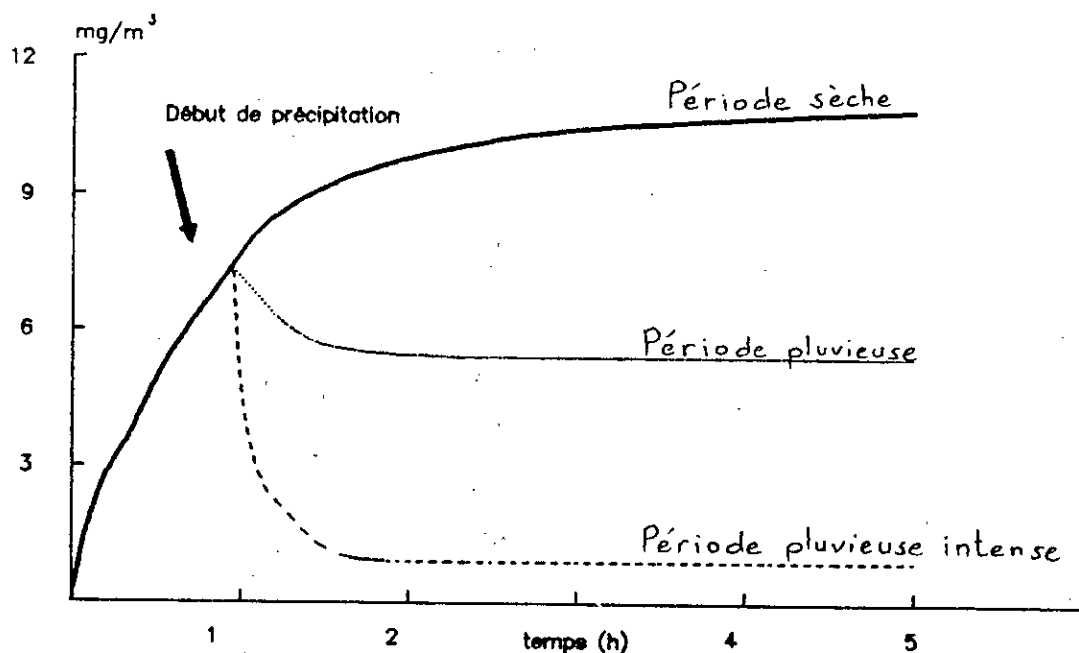


Figure VII.23: Concentration de polluant dans l'air à la suite d'une précipitation, d'après Haagen A.J. [12]

La teneur résiduelle des polluants dans l'air chute assez rapidement pour se stabiliser ensuite au bout de quelques dizaines de minutes du début de précipitation quelque soit la durée de celle-ci. ce résultat observé pour les polluants en suspension dans l'air nous a suggéré une variation similaire pour les dépôts humides. La représentation graphique des retombées humides insolubles dans l'eau en fonction de la pluviométrie (figure VII.24a, b, c) montre en effet que la concentration de ces particules décroît rapidement avec la pluviométrie.

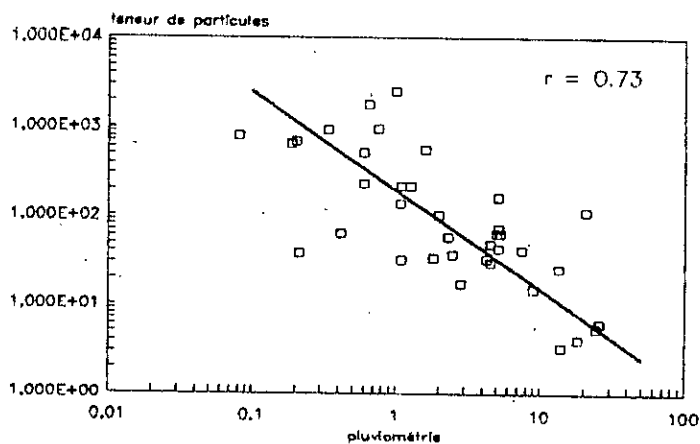


Figure VII.24a: Corrélation entre teneur des particules insolubles dans les eaux pluviales et la pluviométrie

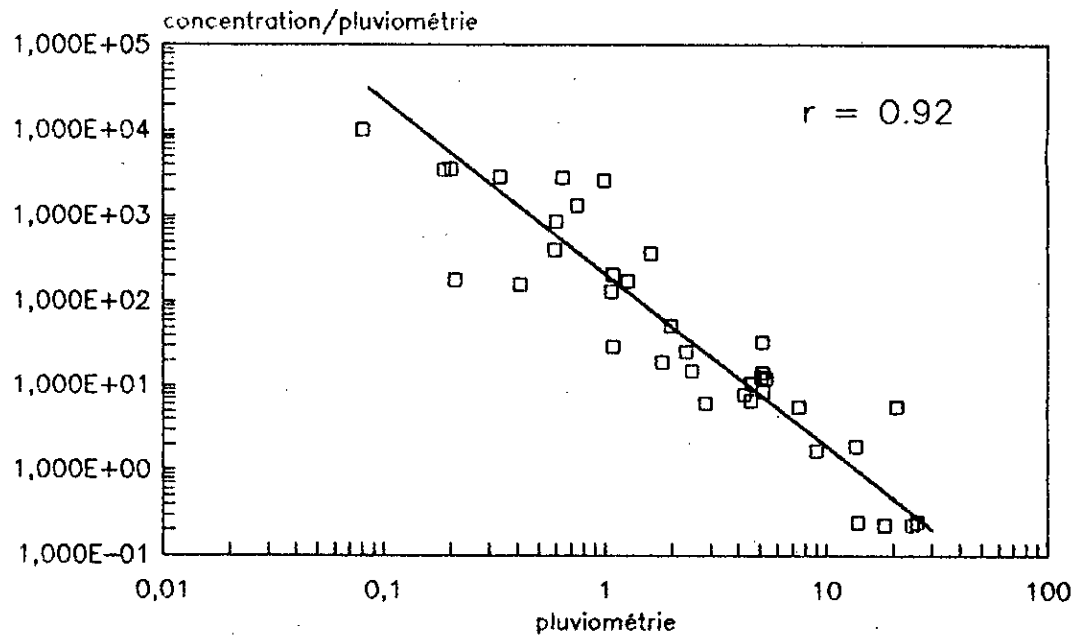


Figure VII.24b: Corrélation entre teneur de particules insolubles dans les eaux pluviales et la pluviométrie

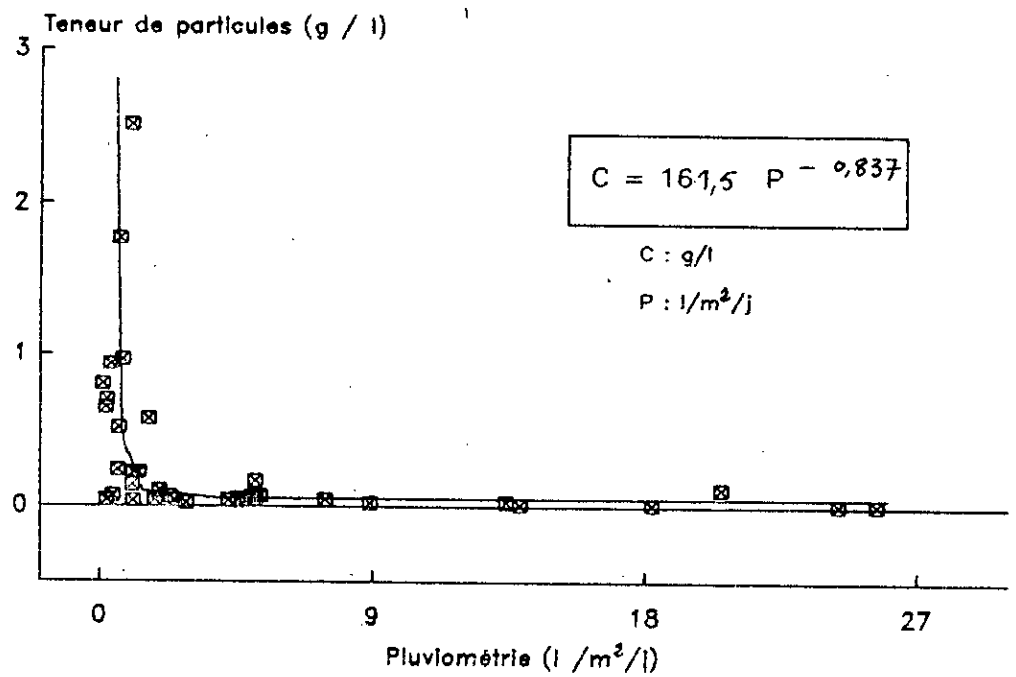


Figure VII.24c: Relation entre les les particules insolubles dans les eaux pluviales et la pluviométrie

L'équation obtenue par la méthode des moindres carrés est de la forme:

$$C = 161,5 P^{-0,837}$$

avec C: concentration des particules insolubles dans les eaux de pluies en mg/l
P: pluviométrie en l/m²/j ou mm/j

Un tel résultat est très important pour l'étude des effets de la pollution atmosphérique particulaire sur les sols, végétation, les eaux de surface et souterraines lorsqu'il s'agit de particules solubles. C'est ainsi, par exemple, que récemment un important projet a été mis sur pied afin d'évaluer la contribution des polluants atmosphériques aux composés organiques et inorganiques présents dans le fleuve Saint Laurent au Québec [279]. La pluie, principal épurateur de l'atmosphère, ne peut lessiver la totalité des particules présentes dans l'air. Elle ne peut entraîner qu'une partie selon le débit de précipitation, la turbulence atmosphérique et la granulométrie des particules. Une étude du lessivage des particules atmosphériques par la pluie par classe granulométrique dans les conditions réelles de turbulence atmosphérique permettra d'expliquer une partie de ce phénomène. Si ce raisonnement était valable pour les particules insolubles dans l'eau, il le serait aussi pour les particules solubles étant donné que les variations de la concentration des particules insolubles et de la conductivité des eaux de pluies sont comparables. On constate sur la figure VII.25 une certaine similitude dans les deux variations.

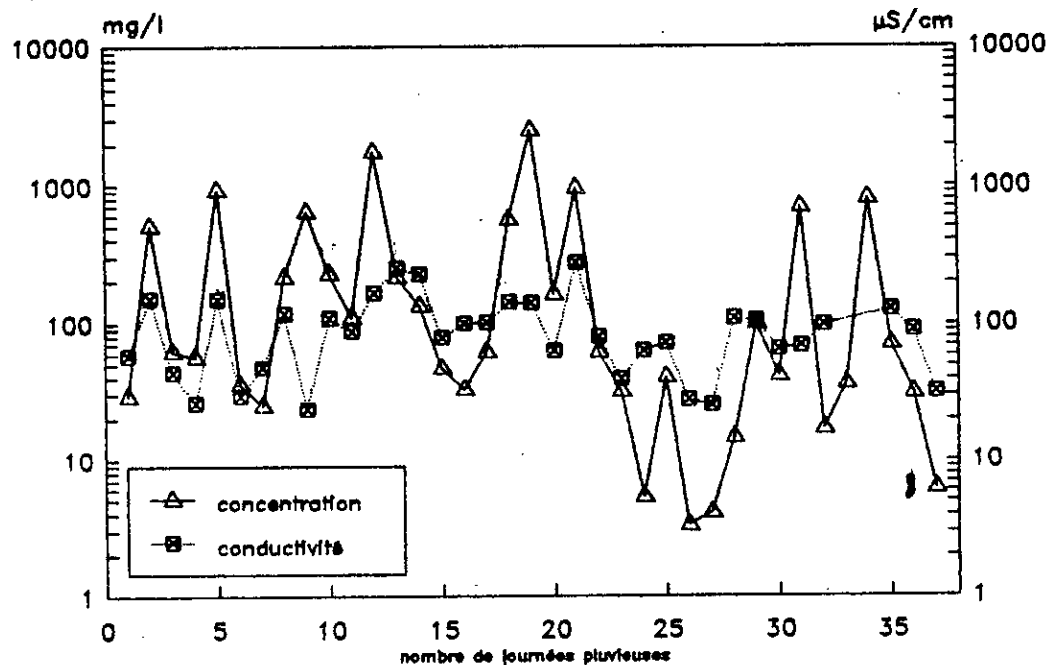


Figure VII.25: Conductivité des eaux de pluies et leurs teneurs en particules insolubles

On peut penser que les deux fractions soluble et insoluble varient dans un rapport approximativement constant et que ces particules sont de nature assez homogène. L'allure de la courbe obtenue sur les figures VII.26a, b, c, en traçant la conductivité en fonction de

la pluviométrie, ressemble à celle obtenue avec les particules insolubles, ce qui soutient notre précédente hypothèse.

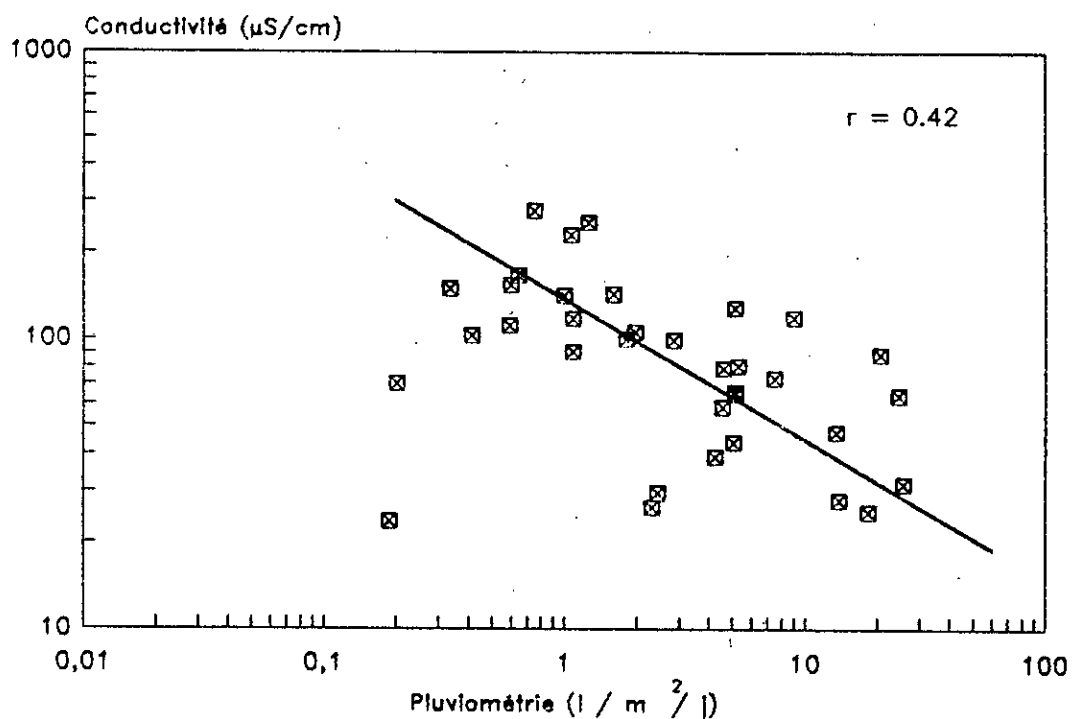


Figure VII.26a: corrélation entre conductivité et pluviométrie

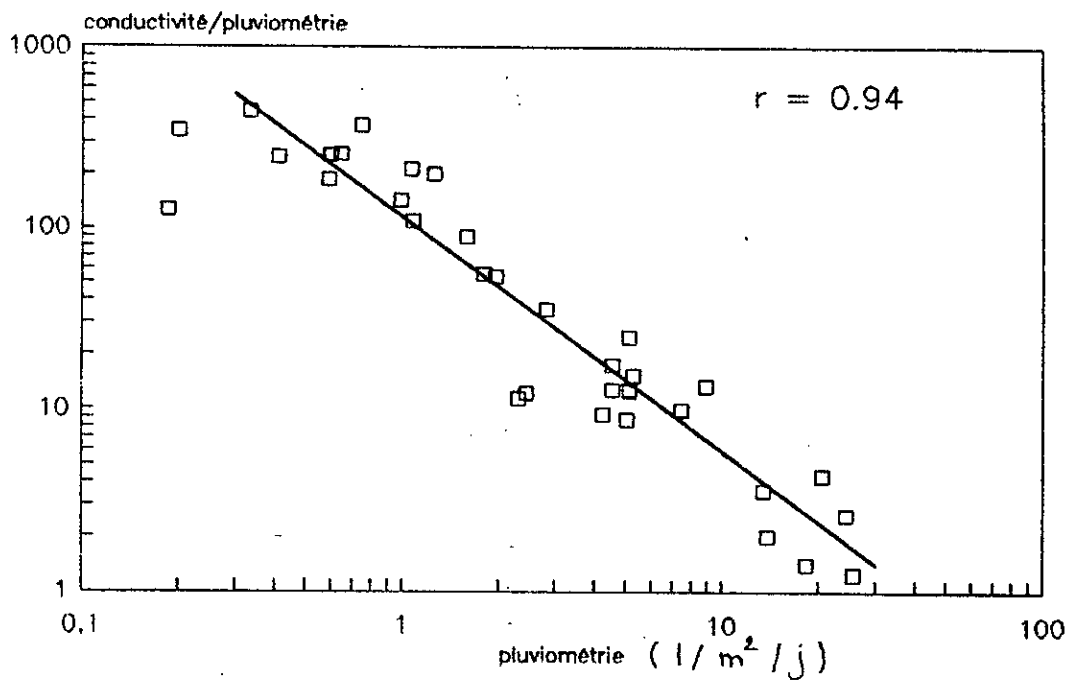


Figure VII.26b: Corrélation entre conductivité et intensité de la pluie

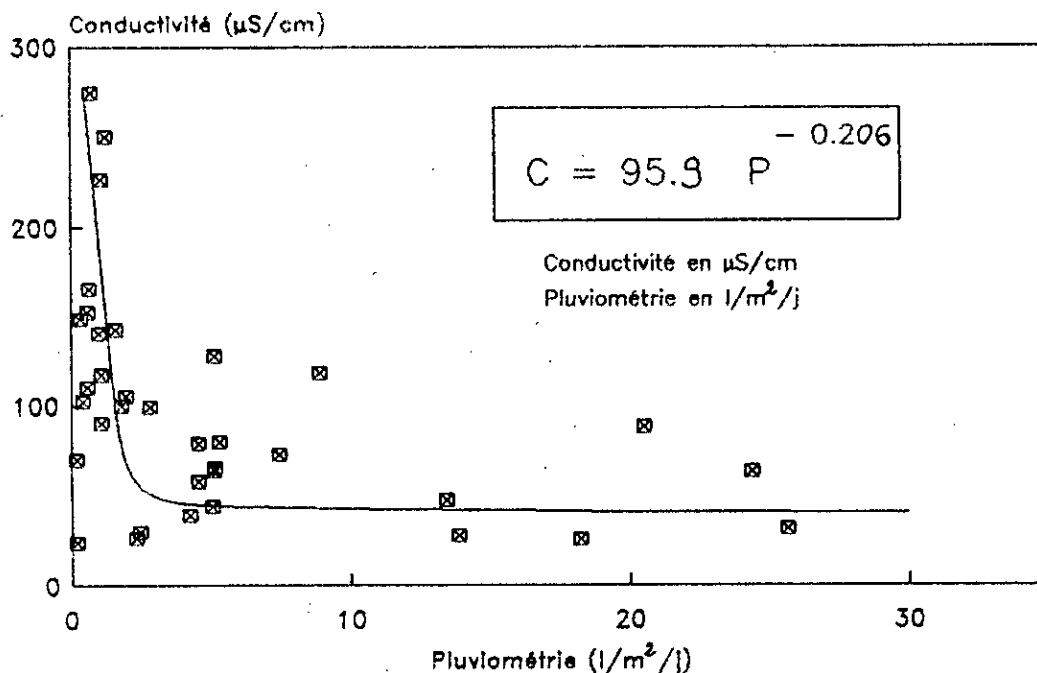


Figure VII.26c: Variation de la conductivité en fonction de la pluviométrie

Elles ont permis de calculer les paramètres de l'équation liant ces deux grandeurs.

$$\text{Cond} = 95,9 P^{-0,206}$$

avec Cond: conductivité des eaux de pluie en $\mu\text{S}/\text{cm}$

P: pluviométrie en $\text{l}/\text{m}^2/\text{j}$ ou mm/j

Dash J.M. [280] a obtenu des résultats semblables en suivant deux ions en solutions dans les eaux de pluies (SO_4^{2-} et NO_3^-). Les résultats de cette étude en utilisant la conductivité, une grandeur facilement mesurable, élargi le champ d'investigation à toute substance soluble et ionisable lorsque le pH de la pluie n'est pas franchement acide. En établissant une cartographie régionale de la pollution par les retombées moyennant un modèle des variations de la concentration des particules insolubles dans les eaux de pluies, de la conductivité et du pH en fonction de la pluviométrie, il est possible de dresser un inventaire de la contribution du lessivage à la pollution des sols et des eaux superficielles par les différents métaux solubles et insolubles en particulier les ions SO_4^{2-} et NO_3^- provenant de la transformation des polluants gazeux SO_2 et NO_x .

2-4- Distribution de la fréquence des retombées

La distribution des concentrations de particules en suspension dans l'air ainsi que la granulométrie de plusieurs poussières naturelles suivent une loi lognormale [281, 282]. Celle des vitesses du vent paraît suivre aussi une loi lognormale [224]. Les particules sédimentables subissent l'effet des vents, ceci suggère une distribution semblable pour ces

dépôts. Afin de vérifier cette hypothèse, on a étudié la distribution des retombées dans l'ensemble des sites examinés.

La répartition des données obtenues en classes et le comptage du nombre de fois qu'apparaît un dépôt dans chaque classe a permis de tracer la figure VII.27.

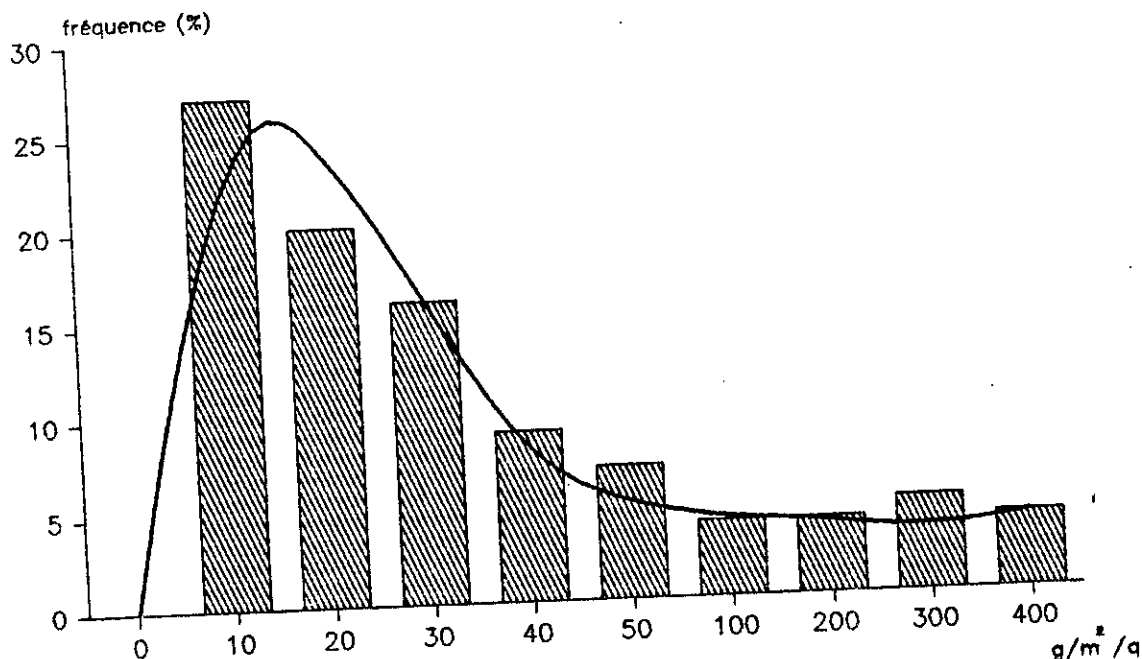


Figure VII.27: Distribution de la fréquence des retombées particulaires

Les valeurs n'étant pas symétriquement distribuées autour d'une valeur centrale, cette distribution n'est pas normale. Elle est beaucoup plus effilée à droite. Les dépôts de faibles masses apparaissent à une fréquence beaucoup plus importante que ceux de fortes masses. A en juger seulement par l'allure de la courbe obtenue, on peut penser effectivement à une distribution lognormale des retombées particulaires. Cependant, pour effectuer une étude statistique en toute rigueur, des données de plusieurs années sont nécessaires. Gould [283] obtient des résultats similaires pour la côte Est des Etats-Unis.

3- Conclusion

Au moment où la plupart des pays du nord sont frappés par les pluies acides, le smog photochimique et les retombées de métaux lourds comme conséquence directe d'une forte industrialisation, l'Algérie à l'image des pays du sud est beaucoup plus touchée par la pollution particulaire qu'on peut qualifier de pluie sèche de poussières. ceci est due essentiellement au mauvais fonctionnement des systèmes de filtration lorsqu'ils existent ainsi qu'à certaines pratiques quotidiennes favorables à l'émission de particules ou à leur remise en suspension: transport de matériaux de construction (sable, ciment, tuf, gravier gypse,...), routes non revêtues (pistes, routes en mauvais état, ...), trottoirs non revêtus terrains nus sans couverture végétale dans la banlieue des agglomérations, démolition

d'anciennes constructions et chantiers de construction sans l'installation de voiles empêchant la dispersion de poussières et l'absence de lavage de la voirie. Cette étude a permis d'évaluer les niveaux de pollution par les retombées particulières dans la capitale et dans un site semi-rural. La mesure des dépôts humides a permis de mettre en évidence le phénomène de lessivage.

Chapitre VIII

Plomb dans les poussières urbaines

1- Introduction

Les véhicules émettent, avec les gaz d'échappement, des particules plombifères ainsi que d'autres métaux lourds à des teneurs beaucoup moindrestels que le Cadmium, le Nickel et le Chrome qui sont dûs à l'usure du moteur, des pneus et des freins. La mesure du plomb déposé à proximité des rues dans les villes et un indice de la pollution de l'air par le trafic routier. Plusieurs études ont montré des niveaux de concentrations élevées dans différentes villes dans le monde (tableau VIII.1). Certaines mesures de plomb, dans les cheveux d'enfants scolarisés âgés entre 6 et 8 ans, ont révélées des teneurs allant de 5 $\mu\text{g/g}$ à 23 $\mu\text{g/g}$ par gramme de cheveux [203]. Par ailleurs, la contamination des végétaux et du sol à proximité d'axes routiers de forte densité de circulation automobile pouvant atteindre 100 ppm (par matière sèche) a été mise en évidence [290]. Dans le cadre de cette étude, on a effectué des analyses de plomb contenu dans les poussières sédimentées dans les rues des villes d'Alger et de Blida.

Tableau VIII.1: Teneurs en Plomb des poussières de quelques villes dans le monde

Sites	Moyennes ($\mu\text{g/g}$)	Références
St Thomas, Virgin Islands		284
– urbain	803	
– rural	40	
Urbana, Illinois	1000	285
London	300 – 3000	286
Manchester	970	215
New Jersey, urbain	2000 – 2500	287
Christchurch, N.Z.	6340	288
Bangkok	150 – 650	270
Jeddah		203
– urbain	496 – 925	
– rural	125	
Alger, urbain	139 – 302	
Blida		
– urbain	119 – 294	
– rural	66 – 76	

2- Collecte et traitement des échantillons

La méthodologie de collecte et de traitement utilisée est celle adoptée par Day et Brown [291, 215]. A l'aide d'un pinceau très fin et d'un verre de montre, on brosse les surfaces poussiéreuses qui sont à l'abri de toute perturbation autre que naturelle comme les corniches de bas des murs et des fenêtres, trous, portes, paumelles, etc.

Les échantillons ont été collectés au niveau des sites suivants:

- à Alger: Boulevard Zighout Youcef,
Beziers,
Place des martyrs, Zone urbaine
Bab El Oued,
Cinq Maisons (El Harrach).

- à Blida: Avenue Krithi Mokhtar,
Bab Es Sebt,
Avenue Ben Boulaid, Zone urbaine
Avenue Amara Youcef,
Avenue Mekerkeb Benyoucef,
Beni - Tamou Zone semi-rurale
Beni - Mered

Les échantillons sont séchés à 120°C. Une prise de 2g est bouillie dans 40 ml d'acide nitrique 2N et 5 ml de peroxyde d'hydrogène 30% pendant 30 minutes. La solution obtenue est ensuite filtrée et complétée à 100 ml avec l'eau distillée. Elle est ainsi prête à l'analyse par spectrométrie d'absorption atomique à une longueur d'onde de 283,3 nm.

3- Résultats et interprétations

Les résultats obtenus sont résumés dans les tableaux VIII.2 et VIII.3. Ils sont exprimés en mg de plomb par gramme de poussière sèche, Les teneurs de plomb dans les poussières d'Alger varient entre 139 et 302 $\mu\text{g/g}$ en moyenne, alors que celles rencontrées à Blida sont comprises entre 66 et 294 $\mu\text{g/g}$.

Tableau VIII.2: Concentrations de Plomb dans les poussières urbaines à Alger

Sites	Teneur ($\mu\text{g/g}$)	nbre d'échantillons
Cinq maisons El Harrach	302 (37)	18
Zirout Youcef	279 (148)	13
Béziers	139 (113)	13
Place des Martyrs	168 (50)	11
Bab El Oued	226 (122)	10

Tableau VIII.3: Concentrations de Plomb dans les poussières urbaines de Blida

Sites	Teneurs ($\mu\text{g/g}$)	Nbre d'échantillons
▪ Zones urbaines		
Av.Kritli Mokhtar	188 (89)	15
Bab Es Sèbt	287 (95)	13
Av.Ben Boulaid	119 (49)	17
Av.Amara Youcef	294 (102)	11
Av.Mekerkeb Benyoucef	292 (69)	11
▪ Zones rurales		
Beni Tamou	66 (16)	10
Beni Mered	76 (19)	10

On constate que la pollution par le plomb, mesurée en 1991 dans les poussières urbaines d'Alger et de Blida, atteint en moyenne des niveaux comparables. Les différences relevées sur certains axes sont certainement dues à l'intensification du trafic routier qui varie d'un point à un autre. deux parcs estimés à 600.000 véhicules et 150.000

véhicules en 1992 respectivement pour Alger et Blida. Il importe de signaler que les dépôts de plomb en zone rurale sont nettement plus faibles qu'en zone urbaine. Les mesures effectuées en certains sites dans la banlieue de Blida donnent des teneurs de l'ordre de 66 et 76 $\mu\text{g/g}$ respectivement pour Beni Tamou et Beni Mered. L'absence d'un important trafic routier au voisinage de ces régions explique ces faibles teneurs. En comparant ces concentrations avec celles des autres villes, indiqué sur le tableau VIII.1 comme Londres ou Bangkok, on remarque que les niveaux atteints à Alger et Blida restent très faibles étant donné le trafic relativement moins important. Toutefois dans les pays industrialisés, une nette tendance à la baisse est observée à la suite de la réduction du plomb dans les carburants ainsi que l'utilisation de l'essence sans plomb. Et afin d'étudier le transport des particules plombifères à partir de la voirie vers les zones limitrophes, une voie de grande circulation a été choisie à cette fin à Blida; l'axe routier (RN1) à la sortie de la ville. Les concentrations de plomb dans les dépôts de poussières aux abords de cet axe à différentes distance de la voie sont présentés en figure VIII.1. Les teneurs décroissent exponentiellement en s'éloignant de l'axe routier jusqu'à l'atteinte d'un pallier qu'on peut considérer comme le niveau de la pollution de fond dans cette région et qui vaut 88 $\mu\text{g/g}$. La figure VIII.2 représentant ces données en coordonnées semi-logarithmiques permet de calculer les paramètres de l'équation de la répartition du plomb en fonction de la distance de la voie. L'équation obtenue est:

$$C = 241 e^{-0,114 d}$$

avec C: Concentration de plomb en $\mu\text{g/g}$
d: distance de la voie en m

Des études similaires effectuées sur les teneurs de plomb dans les dépôts ont abouti à une évolution comparable montrant une décroissance exponentielle de ces teneurs de plomb dans les dépôts à partir de la voie.

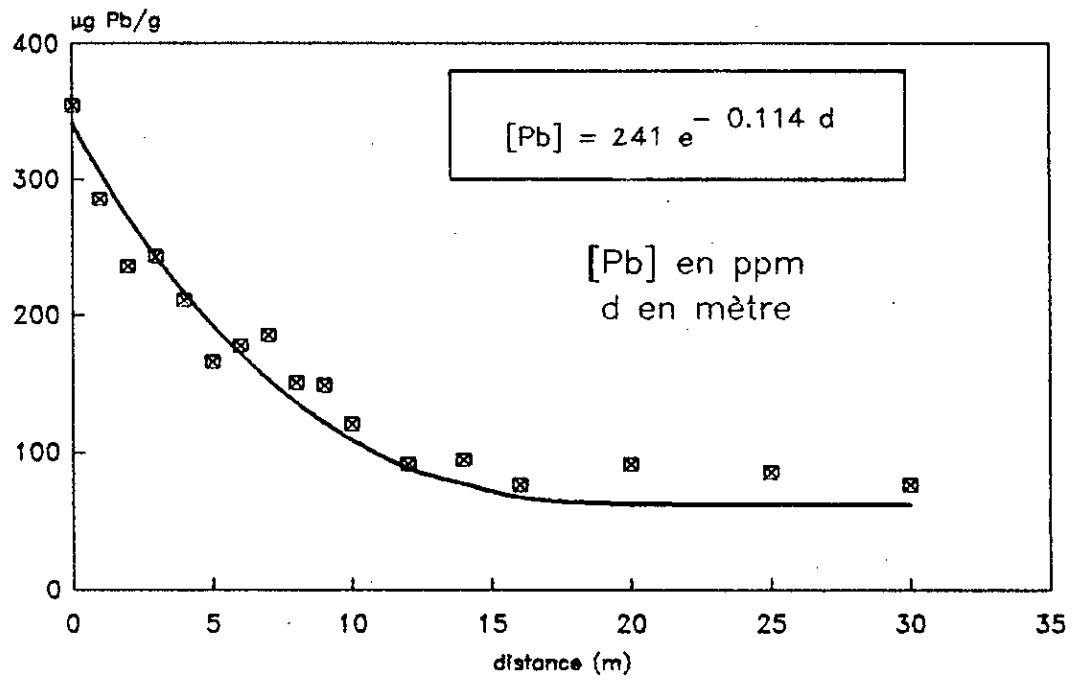


Figure VIII.1: Dépôts de Plomb aux abords d'un axe routier à Blida

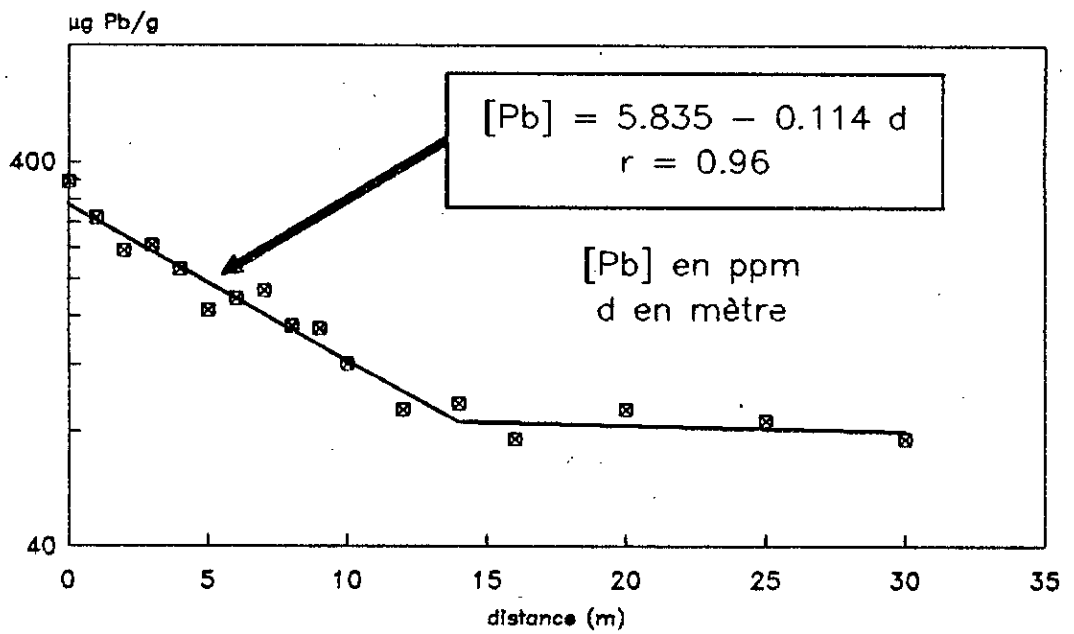


Figure VIII.2: Corrélation de la teneur en Plomb dans les dépôts avec l'éloignement de la chaussée

4- Conclusion

Il en ressort de l'étude que les citadins et le milieu urbain sont exposés quotidiennement à une pollution plombifère non négligeable si l'on tient compte de l'accumulation du plomb dans la chaîne alimentaire et de ses effets sur la santé humaine, en particulier, les enfants et certaines personnes fortement exposées (agent de l'ordre, ouvriers d'entretien des routes, marchands ambulants, etc.). Les teneurs maximales de plomb se trouvent surtout aux abords immédiats des voies de grande circulation. Signalons toutefois que cette enquête sur le plomb dans les dépôts de poussières ne constitue que les prémices d'une investigation sur la pollution plombifère dans notre pays, particulièrement dans les grandes villes. Dans ce contexte, une étude plus large concernant le plomb en suspension dans l'air, ses teneurs dans le sang, est nécessaire pour situer avec exactitude l'ampleur de ce problème.

Chapitre IX

Conclusion Générale

Ce travail a débuté par une définition de la pollution atmosphérique et la présentation des principales caractéristiques de ce problème contemporain. On a par la suite brossé un tableau général du développement historique de la pollution atmosphérique et les principales étapes de la lutte contre cette forme de pollution. Une synthèse bibliographique sur l'origine et les effets des polluants étudiés a été présentée.

Dans l'étude expérimentale, on s'est intéressé à deux types de pollution:

- La pollution gazeuse représentée par le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote.
- La pollution particulaire en mettant l'accent surtout sur les retombées en cinq sites à Alger et ses environs et en un site semi-rural à Blida.

Les travaux effectués dans ce contexte comportent:

- L'étude du parc automobile algérien
- La mesure du SO_2 et NO_2 en milieu urbain à Alger et Blida.
- La mesure des retombées particulaires à Alger et Blida.
- La mesure du plomb aux abords des voies de circulation à Alger et Blida.

Les résultats obtenus ont permis de donner un aperçu sur la qualité de l'air en milieu urbain dans le grand algérois et suggérer quelques voies de recherche qui permettent d'étudier encore plus à fond le problème de la pollution atmosphérique en Algérie.

Ainsi, on a été en mesure d'évaluer les niveaux de pollution par le SO_2 et le NO_2 par des campagnes de mesure itinérantes à Alger et Blida. Les teneurs en SO_2 mesurées dans ces deux villes sont caractéristiques d'une pollution de fond et ne sont pas susceptibles d'engendrer une pollution acide. Les sources d'énergies utilisées étant très pauvres en soufre (pétrole et gaz naturel), la part de pollution par le SO_2 reste très faible. Les concentrations de NO_2 montrent que ce polluant peut atteindre dans certains quartiers, surtout dans les rues de type canyon où la ventilation est très faible, des pics horaires très élevés dépassant les directives de l'O.M.S. Ainsi les véhicules représentent une source de nuisance atmosphérique importante dans les grandes agglomérations. Enfin, l'intensification certaine du trafic routier, l'absence totale de dispositif antipollution et l'inexistence de réglementation stricte pour le contrôle des véhicules font que l'Algérie émettra dans l'air des volumes de polluants gazeux (CO , HC , NO_x) de plus en plus croissants et ceci à un moment où dans d'autres pays ces mêmes polluants connaissent une réduction notable. La forte présence du NO_2 , conjuguée à la forte insolation qui caractérise notre climat, fait que les risques de smog photochimique ne seront plus à écarter.

L'étude des retombées de polluants particulaires est fort complexe et ne peut être restreinte à l'analyse de quelques éléments chimiques seulement en certains sites. L'installation d'un réseau de mesure des retombées est indispensable pour mener une étude à grande échelle car les dépôts proviennent non seulement des régions avoisinantes mais peuvent être transportés depuis des zones très éloignées. Il importe de tenir compte des éléments traces dans les dépôts, leur accumulation s'effectue sur des laps de temps très

grands et sur des superficies énormes, particulièrement les terres consacrées à l'agriculture, à l'élevage, ainsi que les eaux superficielles. Les résultats de mesures trouvés montrent l'importance de la pollution particulaire à Alger. Les régions de Mestah et Raïs Hamidou sont fortement polluées et il y a lieu d'apporter des solutions urgentes dans un souci de prévention de la santé publique et de l'environnement. De nos jours, la technologie d'épuration des effluents existe permettant d'avoir, en plein centre ville, de grandes cimenteries qui respectent les normes de rejet des poussières dans l'air. L'influence des facteurs météorologiques sur la dispersion des particules a pu être mise en évidence dans le cas de Raïs Hamidou. L'étude montre l'importance des mesures qui s'étalent sur plusieurs années.

Le problème du plomb dans les rues urbaines a été examiné. Les teneurs observées restent relativement faibles devant celles trouvées dans les grandes métropoles dans le monde.

Finalement, les résultats obtenus ainsi que les corrélations trouvées permettront à d'autres recherches d'approfondir la connaissance du phénomène de pollution atmosphérique à Alger. A ce titre, un intérêt particulier devra être porté à la mesure des particules en suspension dans l'air. De part leur faible granulométrie, ces particules inhalables pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire jusqu'aux alvéoles pulmonaires où elles affectent très sérieusement l'organisme humain.

Chapitre X

Bibliographie

- 1- Berroir A., La météorologie, Presse Universitaire de France, Paris, 1986
- 2- Détrie J.P., La pollution atmosphérique, Dunod, Paris, 1969
- 3- Pasquill F., F.B. Smith, Atmospheric Diffusion, 3e ed., Ellis Horwood, chichester, 1983
- 4- Wanta R.C., W.P. Lowry, The meteorological sett for dispersal of air pollutants, in A.C. Stern, Air Pollution, Academic Press, Vol. I, 1976, pp 327-400
- 5- Storm G.H., Transport and diffusion of stack effluents, in A.C. Stern, Air Pollution, Academic Press, Vol. I, 1976, pp 401-501
- 6- Stern A.C., D.B. Turner, R.W. Boubel, D.L. Fox, Fundamentals of air pollution, 2nd ed., Academic Press, 1984
- 7- A.Q.A., Maitriser le réchauffement de la planète, Agence pour la qualité de l'air, Paris, 1988
- 8- Mc Cormick R.A., G.C. Holzworth, Air pollution climatology, in A.C. Stern, Air Pollution, Academic press, Vol. I, 1976, pp 643-700
- 9- Bisson M., Introduction à la pollution atmosphérique, Ministère de l'Environnement, Québec, 1986
- 10- Nouaceur Z., La pollution atmosphérique dans le bassin méditerranéen avec essai d'application au cas de la région d'Alger, Thèse de doctorat troisième cycle, Université de la Sorbonne-Paris IV, 1986
- 11- Office Fédéral de la protection de l'Environnement, Emissions de polluants de l'air provenant de sources naturelles en Suisse, Les cahiers de l'Environnement, n°75, Berne, 1987
- 12- Urone P., The primary air pollutants-Gaseous. Their occurrence, sources and effects, in A.C. Stern, Air Pollution, Academic Press, Vol. I, 1976, pp 23-75
- 13- Nicholson K. W., Atmospheric Environment, 22, 12, 1989, pp 2863-2867
- 14- Kavanaugh M., Estimates of future CO, N₂O and NO_x émissions from energy combustion, Atmospheric Environment, Vol. 23, n°3, 1987, pp 463-468
- 15- Boutin Y. et R. Leduc, Les poussières en suspension à Québec, Pollution Atmosphérique, n°102, 1983, pp 292-298
- 16- Haulet R., P. Zettwoog, J.C. Sabroux, Sulphur dioxide discharge from Mount Etna, Nature, Vol. 268, 1977, pp 715-717
- 17- Zettwoog P., R. Haulet, Expérimental results on the SO₂ transfert in the mediterranean obtained with remote sensing devices, Atmospheric Environment, Vol. 12, n°4, 1978, pp 795-796

- 18- Koning de, H.W. et al., Air pollution in different cities around the world, Atmospheric Environment, Vol. 20, n°1, 1986, pp 101-113
- 19- Anonyme, Workshop on sulphur, Atmospheric Environment, Vol. 12, n°1, 1978, pp 7-23
- 20- Georgii H.W., Journal of Geophysical Research, 75, 1970, pp 2365-2371
- 21- Linzon S.N., The Forestry chronicle, 48, 1972, pp 182-186
- 22- Thomas M.D., Annal Review of Plant Physiology, 1951, pp 293-322
- 23- Costonis A.C., Phytopathology, 61, 1971, pp 717-720
- 24- Houston D.B., Canadian Journal of Forest Research, 4, 1974, pp 65-68
- 25- Applegate H.G., L.C. Durrant, Environmental Science and Technology, 3, 1969, pp 759-760
- 26- Metcalfe C.R., Ann. Appl. Biol., 28, 1941, pp 301-315
- 27- Karnosky D.F., Canadian Journal of Forest Research, 6, 1976, pp 166-169
- 28- Spierings F., Atmospheric Environment, 1, 1967, pp 205-210
- 29- Zimmerman P.W., W. Crocker, Contrib. Boyce Thompson Institute, 6, 1934, pp 455-470
- 30- Dreisinger B.R., 58th Annual meeting of the Air Pollution Control Association, Toronto, paper n°65/121, 1965
- 31- Hill A.C., T.W. Barcett, S. Hill, C. Lamb, Communication privée, 1973
- 32- Benedict H.M., W.H. Breen, Proceedings, 3rd National Air Pollution Symposium, Pasadena (california), 1955, pp 177-190
- 33- Applegate H.G., L.C. Durant, Environmental Science and Technology, 3, 1969, pp 759-760
- 34- Houston D.B., Canadian Journal of Forest Research, 4, 1974, pp 65-68
- 35- Tingey D.T. et al., Phytopathology, 61, 1973, pp 1506-1511
- 36- Tingey D.T. et al., Atmospheric Environment, 7, 1973, pp 201-208
- 37- Karnosky D.F., Canadian Journal of Forest Research, 6, 1976, pp 166-169
- 38- Menser H.A., H.E. Heggstad, Science, 153, 1966, pp 424-425
- 39- Ericsson G., P. Camner, Scandinavian Journal Work. Environ. Health, 9, 1, 1983
- 40- Lipfert F.W., J.A.P.C.A., 30, 3, 1980
- 41- Kleinman M.T., J.A.P.C.A., 34, 32, 1984
- 42- Stacy R.W. et al., Arch. Environ. Health, 36, 172, 1978
- 43- Hackney J.D. et al., Environmental Science and Technology, 18, 115A, 1984

- 44- Kagawa J., Atmospheric Environment, 18, 1984, pp 613-616
- 45- Butler J.D., Air Pollution Chemistry, Academic Press, 1979, p. 35- 37
- 46- Gore A.T., C.W. Shaddick, British J. Prev. Soc. Med., 12, 1958, pp 104-113
- 47- Martin A.E., W. Bradley, Monthly Bulletin of Ministry of Health, Public Health Laboratory service (UK), 19, 1960
- 48- Martin A.E., Proc. Roy. Soc. Med., 57, 1964, pp 969-975
- 49- Buechley R. et al., Arch. Envir. Health, 17, 1973, pp 134-137
- 50- Glasser M., L. Greenburg, Arch. Environ. Health, 22, 1971, pp 334-?
- 51- Schimmel H., L. Greenburg, J.A.P.C.A., 22, 1972
- 52- Schimmel H., T.J. Murawski, J.A.P.C.A., 25, 1975
- 53- Mazumdar S., N. Sussman, Arch. Environ. Health, 38, 1983
- 54- Kerr A., The chemistry of gaseous nitrogen compounds in the troposphere, EAWAG-News, 30, 1990, pp 23-24
- 55- Environment Canada, National inventory of natural sources and emissions of nitrogen compounds, Report EPS 3/AP/80/4, 1981
- 56- Heicklen J., N. Cohen, The role of nitric oxide in photochemistry, in Advances in photochemistry, W.A. Noyes et al., J. Wiley, New York, 1963; pp 157-328
- 57- Hilborn J et M. Still, Perspective canadienne sur la pollution atmosphérique, Rapport EDE 90/1, Environnement Canada, 1990
- 58- Luria M., R. Weisinger, M. Peleg, CO and NO_x levels at the center of city roads in Jerusalem, Atmospheric Environment, 24B, 1, 1990, pp 93-99
- 59- Environnement Canada, Limitation des émissions atmosphériques polluantes: véhicules légers, SPE 2/TS/4, 1984
- 60- Office Fédéral de la Protection de l'Environnement, Emissions polluantes en Suisse dues à l'activité humaine (de 1950 à 2010), les cahiers de l'Environnement, n°76, Berne, 1987
- 61- A.Q.A., La qualité de l'air, Paris, 1989
- 62- A.Q.A., Pollution automobile, Paris, 1988
- 63- O.C.D.E., The state of the environment, Paris, 1991
- 64- Green Peace, The environmental impact of the car, Amsterdam, 1991
- 65- Williams M.L. et al., Ambient NO_x concentrations in the U.K. 1976-1984; A summary, Atmospheric Environment, 22, 12, 1988, pp 2819-2840
- 66- Déchaux J.C. et al., L'épisode européen de smog photochimique de septembre 1982, I - Etude sur le terrain, Pollution Atmosphérique, n°111, 1986, pp 184-189

- 67- Henschler D., *Archiv. fuer Gewerbepathologie und Gewerbehygiene*, 17, 1960, pp 547-570
- 68- Salamberidze O.P., Reflex effects of mixtures of sulphur and nitrogen dioxides, *Hygiene and Sanitation (USSR)*, 32, 1967, pp 7-10
- 69- Samet J et al., Health effects and sources of indoor air pollution, Part II, *American Review Resp. Dis.*, 136, 1987, pp 1486-1508
- 70- W.H.O., Air quality guidelines for Europe, World Health Organisation, Copenhagen, 1987
- 71- U.S.E.P.A., Air quality criteria for oxides of nitrogen, report n° EPA/8-82-026F, 1982
- 72- Linn W.S. et al., Effects of exposure to 4 ppm nitrogen dioxide in healthy and asthmatic volunteers, *Arch. Environ. Health*, 40, 1985, pp 234-239
- 73- Hazucha M.J. et al., *J. Appl. Physiol.*, 54, 1983, pp 730-739
- 74- Kerr H.D. et al., *Environmental Research*, 19, 1979, pp 392-404
- 75- Orehek J. et al., *J. clin. Invest.*, 57, 1976, pp 301-307
- 76- Devalia J.L. et al., *J. of Allergy and clinical Immunology*, 87, 1991, pp 10-15
- 77- Shy C.M. et al., *J.A.P.C.A.*, 20, 1970, pp 539-545
- 78- Pearlman M.E. et al., *Pediatrics*, 47, 1971, pp 391-398
- 79- Environnement Canada, Révision des objectifs nationaux en matière de qualité de l'air pour le dioxyde d'azote, document préparatoire, CCFPQA, 1989, 21 pages
- 80- WHO, Oxides of nitrogen, *Environmental Health Criteria*, 4, 1977
- 81- Ehrlich R., M.C. Henry, *Archives of Environmental Health*, 17, 1968, pp 860-865
- 82- Freeman G. et al., *Archives of Environmental Health*, 13, 1966, pp 454-456
- 83- Buell G.C., in *Inhalation carcinogenesis*, M.G. Hanna et al., U.S. Atomic Energy Commission, Oak Ridge, 1970
- 84- Gregory R.E. et al., *J. of toxicology and Environment Health*, 11, 1983, pp 405-415
- 85- Linzon S.N., *J.A.P.C.A.*, 16, 1966, pp 140-144
- 86- Stern A.C. et al., *Fundamentals of Air Pollution*, Academic Press, 1984
- 87- Thompson C.R. et al., *Atmospheric Environment*, 4, 1970, pp 339-355
- 88- Ashenden T.W., T.A. Mansfield, *Nature*, 273, 1978, pp 142-143
- 89- Carlier P., G. Mouvier, *Initiation à la physico-chimie de la basse atmosphérique, Pollution Atmosphérique*, n°113, 1988, pp 12-24
- 90- Toupance G., *L'ozone dans la basse troposphère. Théorie et pratique, Pollution Atmosphérique*, 113, 1988, pp 32-42

- 91- Déchaux J.C., *Pollution Atmosphérique*, 113, 1988, pp 49-69
- 92- Seinfeld J.M., *Ozone air quality models: A critical review*, *J.A.P.C.A.*, 38, 5, 1988, pp 616-645
- 93- Wang D. et al., *Environmental Science and Technology*, 20, 11, 1986, pp 1122-1125
- 94- Schiff H.I., *Canadian Journal of chemistry*, 52, 1974, pp 1536-1543
- 95- Stolarski R.S., R.J. Cicerone, *Canadian Journal of chemistry*, 52, 1974, pp 1610-1615
- 96- Lin S.C. et al., *Journal of Geophysical Research*, 85, C12, 1980, pp 7546-7552
- 97- Cicerone R.J., *Science*, 237, 1987, pp 35-42
- 98- Farman J.C., *Nature*, 315, 1985, pp 207-210
- 99- Kerr J.A., *Ups. Khmi.*, 59(10), 1990, pp 1627-1653 (en Russe)
- 100- Brûlotte R., R. Leduc, *Pollution de l'air*, Université de Laval, 1987
- 101- Glavas S., U. Schurath, *Environmental Science and Technology*, 19, 10, 1985, pp 950-955
- 102- Bisson M., *Introduction à la pollution atmosphérique*, Les publications du Québec, Montréal, 1986, 135 p.
- 103- Altshuller A.P., *Atmospheric Environment*, 20, 2, 1986, pp 245-268
- 104- Leduc R., *La qualité de l'air au Québec*, thèse de Ph. D., Faculté des lettres, Université de Laval, Québec, 1989
- 105- Altshuller A.P., *Atmospheric Environment*, 22, 3, 1988, pp 499-510
- 106- Maltais B., D. Archambault, *Mesures de l'ozone en milieu agricole au Québec et inventaire de ses effets sur les cultures au Québec en 1986*, Rapport du Ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, 1986, 45 p.
- 107- Steinberger E.H., Y. Balmor, *Nature*, 241, 1973, pp 341-342
- 108- Mc Donnell W.F. et al., *J. Appl. Physiol.*, 54, 1983, pp 1345-1352
- 109- Avol E.L. et al., *J.A.P.C.A.*, 34, 4, 1984, pp 804-809
- 110- Kulle T.P. et al., *Amer. Rev. Resp. Dis.*, 132, 1985, pp 36-41
- 111- Lin W.S. et al., *Toxicology and Industrial Health*, 2, 1986, pp 99-112
- 112- Lebowitz M.D. et al., 76e congrès annuel de l'A.P.C.A., 19-24 juin 1983, Atlanta
- 113- Bates D.V., *Air Pollution in the developed world*, Plenary lecture at the American Thoracic Society meeting in Boston, may 1990
- 114- Lippmann M. et al., *Advances in Modern Environmental Toxicology*, 5, 1983, pp 423-446
- 115- Mac Dowall et al., *ozone damage to tobacco in Canada*, Enquête phytosanitaire nationale, 43, 1963, pp 131-151

- 116- Heagle A.S. et al., *Phytopathology*, 69, 1979, pp 21-26
- 117- A de pipe N.O. et al., *J. of the American Society of Horticultural Science*, 97, 1972, pp 341-345
- 118- Heck W.W. et al., *J.A.P.C.A.*, 326, 1982, pp 325-333
- 119- Bisson M., *Programme de surveillance de la qualité de l'atmosphère*, Direction de l'assainissement de l'air, Québec, 1982
- 120- Nriagu J.O., *Nature*, 279, 1979, pp 409-411
- 121- Kummer J., *La pollution atmosphérique dans l'agglomération de Bruxelles*, Echevinat de l'environnement, Bruxelles, 1980
- 122- Dotreppe-Grisard, *La pollution de l'air*, Ed. Cebedoc, Liège, 1974
- 123- Butler J.D., *Air Pollution Chemistry*, Academic Press, 1979, p. 4
- 124- Sehmel G.A., *Atmospheric Environment*, 14, 1980, pp 983-1011
- 125- Galloway J.N. et al., *Report on a workshop on toxic substances in atmospheric deposition: A review and assessment*, National Atmospheric Deposition Program, NC - 141, 1980
- 126- Mc Mahon T.A., P.J. Denisson, *Atmospheric Environment*, 13, 1979, pp 571-585
- 127- Schroeder W.H., D.A. Lane, *Environmental Science and Technology*, 22, 3, 1988, pp 240-246
- 128- Galloway J.N. et al., *Atmospheric Environment*, 16, 1982, pp 1677-1679
- 129- Dingle A.N., Y. Lee, *Proceedings of conference on cloud physics*, American Meteorological Society, Tucson, 1974, pp 99-103
- 130- Mc Cormick R.A., G.C. Holzworth, *Air pollution climatology*, in A.C. Stern, *Air Pollution*, Academic press, Vol. I, 1976, pp 643-700
- 131- Chamberlin A.C., *International Journal of Air Pollution*, 3, 1960, pp 63-68
- 132- Shirvaikar V.V. et al., *A study of washout of radioactive fallout and particulate matter in individual rain showers*, AEET/AM/10, India, 1960
- 133- Makhon'ko K.P., *Tellus*, 19, 1967, pp 467-476
- 134- Perkins R.W. et al., *J. Geophys. Res.*, 75, 1970, pp 3076-3087
- 135- Esmen N.A., *Particle retention efficiency of scavenging rainfall*, Div. Water and Waste Chemistry, A.C.S., Boston, 1972
- 136- A.C.S., *Atmospheric loading of the upper Great lakes*, Vol. 2, Boston, 1974
- 137- Hale L.C., *Nature*, 268, 1977, pp 710-711
- 138- Dhonneur G., *La Recherche*, 201, 1988, pp 41
- 138a- Abdel Salam M.S. et al., *Atmospheric Environment*, 1, 1967, pp 221-226

- 138b- Abdel Salam M.S. et al., *Atmospheric Environment*, 1, 1967, pp 211-220
- 139- Despiau S. et al., *Mesure des aérosols marius et atmosphériques sur la côte méditerranéenne - Premiers résultats*, 8^e journées d'études sur les aérosols, C.N.A.M., Paris, 12-13 Novembre 1991
- 140- Burkitt A. et al., *Nature*, 238, 1972, pp 327-328
- 141- Sensenbaugh J.D., W.C.L. Hemeon, *Proceedings of the 56th Annual Meeting of the American Society of Testing materials*, June 28-July 3, 1953, Vol. 53, pp 1160-1165
- 142- Fisher A.F., *J.A.P.C.A.*, 7, 1, 1957, pp 47-50
- 143- Sanderson H.P. et al., *J.A.P.C.A.*, 13, 10, 1963, pp 461 - 466
- 144- Dotreppe-Grisard, *La pollution de l'air*, Ed. Cebedoc, Liège, 1974
- 145- Stobel R.P., W, Michaelis, 2^e *Environmental Contamination International Conference*, 1986, pp 85-88
- 146- Barnea M., P. Ursu, *Pollution et protection de l'atmosphère*, Ed. Technica, Bucarest, 1974
- 147- Nader J.S., *J.A.P.C.A.*, 8, 1, 1958, pp 35-38
- 148- Fairweather J.H. et al., *J.A.P.C.A.*, 15, 8, 1965, pp 345-347
- 149- Gilbert B. et al., *Rapport final de l'étude bibliographique sur les dépôts secs*, Direction de l'assainissement de l'air, Ministère de l'Environnement du Québec, 1989
- 150- Fairweather J.H. et al., *J.A.P.C.A.*, 15, 8, 1965, pp 345-347
- 151- Jacobs M.B., *The chemical analysis of air pollutants*, chapter 5, Interscience, New York, 1960
- 152- Stockham J. et al., *J.A.P.C.A.*, 16, 3, 1966, pp 263-265
- 153- Hall D.J., S.L. Upton, *Atmospheric Environment*, 22, 7, 1988, pp 1383-1394
- 154- Hall D.J., C.F. Barrett., *Atmospheric Environment*, 20, 1986, pp 219-222
- 155- Ralph M.O., C.F. Barrett, report LR-499 (AP), Warren Spring Laboratory, Stevenage, Herts, UK, 1984
- 156- Stobel R.P., W, Michaelis, 2^e *Environmental Contamination International Conference*, 1986, pp 85-88
- 157- Sehmel G.A., *Deposition and resuspension in Atmospheric Science and Power Production*, ed. by Randerson D., chapter 12, U.S. Dept of Energy, Do E/TIC - 27601, 1984
- 158- Schroeder W.H. et al., *J.A.P.C.A.*, 37, 11, 1987, pp 1267-1285
- 159- Clarke A.G. et al., *Atmospheric Environment*, 24B, 1, 1990, pp 159-169
- 160- O.F.P.E., *Valeurs d'émissions mesurées en 1985*, Les cahiers de l'Environnement, n° 82, Berne, 1988

- 161- Allen A. G. et al., *Environmental Science and Technology*, 22, 1988, pp 517-522
- 162- Environnement Canada, *Rapports annuels: Surveillance nationale de la pollution atmosphérique*, EPS 7/AP/19, 1986; EPS 7/AP/20, 1987; EPS 7/AP/21, 1988; EPS 7/AP/22, 1989
- 163- Larsson P., *Atmospheric Environment*, 23, 10, 1989, pp 2151-2158
- 164- Corn M., *Aerosols and primary air pollutants-non viables particles*. in Stern A.C., *Air Pollution*, Vol. I, Academic Press, New York, 1976
- 165- Tanner T.M. et al., *Chemosphere*, 5, 1974, pp 211 - ?
- 166- Zoller W. H. et al., *Science*, 1983, 1974, pp 198 - ?
- 167- O'Donnell J. W. et al., *The Science of the Total Environment*, 5, 1976, pp 231-242
- 168- Langer G., *Activity, size and flux of resuspended particles from Rocky Flats soil, in Precipitation scavenging, dry deposition and resuspension*, ed. by Pruppacher H. R. et al., Vol. 2, Elsevier, Amsterdam, 1983, pp 1161-1174
- 169- Orgill M. M. et al., *Proceedings of the atmosphere - surface exchange of particulate and gaseous pollutants*, Richland, Washington, 4-6 September 1974, pp 813-834
- 170- Aylor D. E., *Proceedings of the atmosphere - surface exchange of particulate and gaseous pollutants*, Richland, Washington, 4-6 September 1974, pp 791-812
- 171- Hereim A. T., B. Ritchie, *Proceedings of the atmosphere - surface exchange of particulate and gaseous pollutants*, Richland, Washington, 4-6 September 1974, pp 835-845
- 172- Sehmel G. A., *Deposition and resuspension*, in *Atmospheric Science and Power Production*, ed. by Randerson D., U.S. Dept of Energy, Do E/TIC - 27601, 1984
- 173- Sehmel G. A., *Environment International*, 4, 1980, pp 107-127
- 174- Bovay E., *Probleme der Luftverunreinigung durch die industrie*, Ed. Vogt-Schild S. A., Soleure, Suisse, 1974
- 175- Bovay E., *La pollution industrielle et l'agriculture*, cours dispensé à l'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 1971
- 176- Jan W., A. Sheffield, *Inventaire national des sources et des émissions de Plomb*, Rapport SPE 3 - EP - 83 - 6, Environnement Canada, 1983
- 177- U.S.E.P.A., *Optimum Sampling site exposure criteria for lead*, Office of Air Quality Planning and Standards, EPA 450 / 4 - 84 - 012, 1984
- 178- Murozumi M. et al., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 33, 1969, pp 1247 - ?
- 179- Ng A., Patterson, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45, 1981, pp 2109 - ?
- 180- Patterson C., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 47, 1983, pp 1163 - ?
- 181 - Cragin J. et al., *U.S. Army Cold Reg. Res. Engin. Lab. Res. Rep.*, 341, 1975
- 182- Herron M. et al., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 41, 1979, pp 915 - ?

- 183- Boutron C., C. Lorins, *Nature*, 277, 1979, pp 551 - ?
- 184- Herron M., Ph. D. Thesis, State University, Buffalo, New York, 1980
- 185- Landy M. et al., *Nature*, 284, 1980, pp 574 - ?
- 186- Boutron C., *J. Geophys. Res.*, 85, 1980, pp 7426 - ?
- 187- Jaworowski Z. et al., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45, 1981, pp 2185 -
- 188- Boutron C., C. Patterson, *Nature*, 323, 1986, pp 222 -
- 189- Boutron C., C. Patterson, *J. Geophys. Res.*, 92, 1987, pp 8454 -
- 190- Boutron C. et al., *Atmospheric Environment*, 21, 1987, pp 1197 -
- 191- Boutron C., C. Patterson, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 47, 1983, pp 1355 -
- 192- Wolf E., D. Peel, *Ann. Glaciology*, 7, 1985, pp 61 -
- 193- Legrand M. et al., *Analyt. Chem. Acta*, 156, 1984, pp 181 -
- 194- Angelis de M. et al., *Nature*, 299, 1987, pp 677 -
- 195- Murphy T., *Nat. Bur. Stand. Spec. Publ.*, 422, 1976, pp 321 -
- 196- Boutron C, *La Recherche*, n° 198, 1988, pp 446-455
- 197- Bovay E., Effets des polluants atmosphériques sur les végétaux, Symposium "Problèmes de l'environnement et l'agriculture", Berne, 13-14 Octobre 1971
- 198- Lawther P. J. et al., Airborne lead and its uptake by inhalation, in *Lead in the environment*, ed. by Hepple P., Applied Science, London, 1972, pp 8 - 28
- 199- Committee on lead in the human environment, *Lead in the human Environment*, Report, National Academy of Sciences, Washington D. C., 1980
- 200- Alary R., J. Donati, *Pollution Atmosphérique*, n° 128, 1990, pp 449 - 452
- 201- Pattenden N. J., J. R. Branson, *Atmospheric Environment*, 21, 11, 1987, pp 2481 - 2483
- 202- Boeckx R. L., *Analytical Chemistry*, 58, 2, 1986, pp 274 - 288
- 203 - Nasralla M. M., *Environmental Pollution*, B, 8, 1984, pp 133 - 141
- 204- Elsenreich S. J. et al., *Environmental Science and Technology*, 20, 1986, pp 171 - 174
- 205- Environnement Canada, Elimination progressive de l'essence au plomb, catalogue En 40 - 380 / 1989, 1989
- 206- Davis J., D. Svendsgaard, *Nature*, 329, 1987, pp 297 -
- 207- Fishbein L., *J. Toxicol. Environ. Health*, 2, 77, 1976
- 208- WHO, WHO recommended health based limits in occupational exposure to heavy metals, Report n° 647, Geneva, 1980

- 233- Zellner K., Atmospheric Environment, 20, 8, 1986, pp 1589-1596
- 234- Semb A., Atmospheric Environment, 12, 1978, pp 455-460
- 235- Stassen J., La lutte contre la pollution de l'air, Ministère de l'Environnement, Paris, 1986
- 236- Ponthieu J., Pollution Atmosphérique, n° 109, 1986, pp 2-9
- 237- Olier J.P., O. Boulhol, Info-Déchets, Environnement et Technique, 80, 1988
- 240- Saltzman B.E., Analytical chemistry, 26, 12, 1954, pp 1949-1955
- 241- Donati J., A. Pearson, Pollution Atmosphérique, n° 121, 1989, pp 9-17
- 242- PNUE, Notre Planète, 4, 3, 1992, pp 7
- 243- W.H.O., Air quality guidelines for Europe, World Health Organisation, Copenhague, 1987
- 244- Williams M.L. et al., Atmospheric Environment, 22, 12, 1988, pp 2819-2840
- 245- L.H.V.P., Pollution Atmosphérique, 121, 1989, pp 91-93
- 246- O.F.E.F.P., La pollution de l'air en 1988, Les cahiers de l'Environnement, n°105, Berne, 1989
- 247- Lahman E., Winter smog in Germany, W.H.O. report 3/90, Berlin, 1990
- 248- L.C.P.P.P., Etudes de la pollution atmosphérique à Paris et dans les départements périphériques en 1989, Rapport 980/10.01/578/DPA, Paris, 1990
- 249- E.D.F., Les précipitations acides, direction de l'équipement, CB 399, 1985
- 250- West P.W., G.C. Gaeke, Analytical Chemistry, 28, 12, 1956, pp 1816-1819
- 251- Aoudia T., Pollution Atmosphérique, 130, 1991, pp 202-210
- 252- Nehari H., Pollution atmosphérique urbaine. Cas de la ville d'Alger, mémoire d'Etudes Médicales Spéciales, Département de pharmacie, Université d'Alger, 1989
- 253- Donati J., Communication personnelle, Paris, 1991
- 254- Craxford S.R., European Conference on Air Pollution, Council of Europe, Strasbourg, 1964
- 255- Williams M.L. et al., Atmospheric Environment, 22, 12, 1988, pp 2819-2840
- 256- Read C., Air Pollution and children health, Greenpeace, London, 1991
- 257- Olivier J.P. et all., Pollution Atmosphérique, n°123, 1989, pp
- 258- AFNOR, Corrosion et protection des métaux, volume 1, Ed. AFNOR, Paris, 1988
- 259- Secteur sanitaire de Larbaâ, Rapport de pollution de l'environnement, Cimenterie de Meftah, Novembre 1988
- 260- ASTM, Book ASTM Standards, American Society for Testing Materials, 1962, pp 67
- 261- O.F.E.F.P., Luftbelastung 1985, Les cahiers de l'Environnement, n° 64, Berne, 1986

-
- 284- Brown D.R., Atmospheric Environment, 20, 6, 1986, pp 1305-1307
- 285- Hopke S. et al., Environmental Science and Technology, 14, 1980, pp 164-172
- 286- Millar I.B. et al., Atmospheric Environment, 16, 1982, pp 615-620
- 287- Wilber G.W., J.V. Hunter, Journal of Water Pollution Control Federation, 51, 1979, pp 2810-2822

288- Fergusson J.E., P.R. Simmonds, *New Zealand Journal of Science*, 26, 1983, pp 219-228

289- Brown D.R. et al., *Atmospheric Environment*, 22, 2, 1988, pp 429-430

ANNEXES

Annexe I

Dosage de NO₂

Solution d'absorption

On dissout 5g d'acide sulfanilique dans un peu moins d'un litre de solution d'eau bidistillée contenant 140 ml d'acide acétique glacial. On chauffe lentement pour accélérer la dissolution. A ce mélange légèrement chaud, on ajoute 20 ml d'une solution de dichlorure de N - (1 - naphthyl) - éthylène diamine 1%. La solution obtenue est diluée à 1 litre avec l'eau bidistillée. L'exposition du réactif préparé à l'air durant l'utilisation est à éviter en raison de l'absorption du NO₂ présent dans l'air.

Solution d'échantillonnage

A partir d'une solution mère de nitrite de sodium (NaNO₂) contenant 2,03 g/l. Il a été démontré qu'1 ml de la solution filtre produit une couleur équivalente à celle donnée par 10 µl de NO₂, soit 10 ppm dans 1 litre d'air à 760 torr et 25°C.

On introduit des quantités croissantes de la solution filtre de NaNO₂ allant de 0,2 à 1 ml dans des fioles jaugées de 25 ml, qu'on dilue avec la solution d'absorption jusqu'à 25 ml. Après agitation, on laisse reposer les solutions étalons pendant 15 minutes jusqu'au développement d'une couleur rosâtre et l'on mesure les absorbances correspondantes pour chaque solution à une longueur d'onde de 550 nm. Les concentrations sont exprimées en µlNO₂ / ml de solution

V NaNO ₂ (ml)	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0
Absorbance	0	0,293	0,548	0,861	1,132	1,389
µl NO ₂ /ml	0	0,08	0,16	0,24	0,33	0,41

Annexe II

Dosage du SO₂

Solution d'absorption

La solution d'absorption est une solution de tétrachloromercurate de potassium (TCM) K_2HgCl_4 à 0,004 M préparée en dissolvant dans 1 litre d'eau bidistillée 10,86 g de chlorure de Mercure ($HgCl_2$), 5,96 g de chlorure de potassium (KCl) et 0,066 g d'EDTA. L'addition de l'EDTA complexe les métaux lourds pouvant oxyder le SO_2 avant que la formation du complexe avec le TCM ne soit complète.

Réactifs utilisés

- Solution d'acide phosphorique, en diluant 205 ml d'acide phosphorique 85% dans 1 l d'eau bidistillée. Son utilisation ultérieure permettra de libérer le SO_2 de son complexe avec le TCM et éliminer les interférences avec les métaux lourds.

- Solution de chlorhydrate de pararosaniline. La solution mère est préparée en dissolvant 0,2 g de pararosaniline sec et pur dans 100 ml d'acide chlorhydrique 1N. La solution fille est préparée en diluant 20 ml de la solution mère avec 25 ml de la solution phosphorique, jusqu'à 250 ml avec de l'eau bidistillée.

- Solution de formaldéhyde 0,2%

Solution d'étalonnage

La solution mère de sulfite de sodium Na_2SO_3 est préparée en dissolvant 0,4 g dans 500 ml d'eau bidistillée. la solution fille est obtenue en diluant 2 ml dans une solution de 100 ml de la solution absorbante. Elle servira comme solution d'étalonnage.

Etalonnage

Une série de solutions d'étalonnage est préparée en introduisant des quantités croissantes de 1 à 5 ml de la solution fille dans une série de fioles jaugées. On complète jusqu'à 10 ml avec la solution absorbante, puis on ajoute 1 ml de formaldéhyde 0,2% et 1 ml de la solution fille de pararosaniline. L'ensemble est complété à 25 ml avec l'eau bidistillée. On laisse reposer les solutions pendant 30 minutes avant de procéder au dosage spectrophotométrique à une longueur d'onde de 560 nm avec un spectrophotomètre UV-visible à simple faisceau de type Shimadzu. Plusieurs auteurs [120] ont montré qu'1 μg de Na_2SO_3 produit une couleur équivalente à celle produite par 0,507 μg de SO_2 et qu'1 μg de SO_2 équivaut à 0,382 μl de SO_2 . Les résultats d'étalonnage sont résumés dans le tableau suivant:

V Na_2SO_3 (ml)	0	1	2	3	4	5
Absorbance	0	0,094	0,170	0,288	0,364	0,446
C Na_2SO_3 ($\mu g/ml$)	0	0,160	0,320	0,480	0,640	0,800
$\mu l SO_2/ml$	0	0,0309	0,0619	0,0929	0,1239	0,1549

Annexe III

Préparation des solutions étalons pour l'analyse par SAA

* Element	Réactif	masse (g)	Dissolution	Solution obtenue à 1 ppm de
Calcium	CaCO ₃	2,4973	25 ml 1M-HCl	Ca
Fer	Fe	1,0	20 ml 5M-HCl + 5 ml Conc.HNO ₃	Fe
Plomb	Pb	1,0	50 ml 2M-HNO ₃	Pb
Magnésium	Mg	1,0	50 ml 5M-HCl	Mg
Manganèse	Mn	1,0	50 ml Conc.HCl	Mn
Potassium	KCl	1,9070	eau distillée	K
Sodium	NaCl	2,5420	eau distillée	Na
Baryum	BaCO ₃	1,4380	20 ml 1M-HCl	Bqa
Cobalt	Co	1,0	50 ml 5M-HNO ₃	Co
Cuivre	Cu	1,0	50 ml 5M-HNO ₃	Cu
Nickel	Ni	1,0	50 ml 5M-HNO ₃	Ni
Zinc	Zn	1,0	30 ml 5M-HCl	Zn

6- Oxydes d'Azote	29
6-1- Effets du dioxyde d'Azote	38
6-1-1- Effets sur l'homme	38
6-1-2- Effets sur les animaux	38
6-1-3- Effets sur la végétation	38
7- Ozone de la basse atmosphère	39
7-1- Effets de l'ozone	43
8- Conclusion	44
IV- <u>Retombées atmosphériques particulières</u>	45
1- Introduction	45
2- Sources d'émission de poussières	45
2-1- Nature et taille des particules	46
3- Mécanismes de dépôt des poussières	48
3-1- Dépôt sec	48
3-2- Dépôt humide	52
3-3- Transport des particules	55
4- Méthodes de mesure des retombées	57
4-1- Erreur propre à une jauge	58
4-2- Effet de l'élévation d'une jauge	58
4-3- Effet du type de jauge	59
4-4- Résultats de quelques mesures	60
5- Facteur d'enrichissement	61
6- Phénomène de resuspension	62
7- Effets des retombées	62
7-1- Effets des particules métalliques	62
7-2- Effets des poussières de cimenterie	62
8- Cas du plomb	62
8-1- Introduction	62
8-2- Sources du plomb atmosphérique	65

8-3- Plomb émis par le transport	66
8-4- Niveau de pollution par le plomb	68
8-5- Effets du plomb	70
8-5-1- Effets sur l'homme	70
8-5-2- Effets sur la végétation	73
8-5-3- Effets sur les animaux	75
9- Conclusion	76
V- <u>Pollution par le secteur du transport routier</u>	77
1- Problématique du transport urbain	77
1-1- Introduction	77
1-2- Relation empirique de la circulation	77
2- Motorisation en Algérie	78
3- Pollution dûe au trafic routier	86
3-1- Introduction	86
3-2- Emissions de voitures	86
3-3- Principaux facteurs d'influence sur la pollution	88
3-3-1- Régulation du trafic	92
3-3-2- Utilisation du gaz-carburant. Expérience algérienne	94
3-4- Conclusion	94
VI- <u>Pollution gazeuse dans l'algérois</u>	96
1- Dioxyde d'Azote	96
1-1- Principe et méthode de mesure	96
1-2- Choix des sites	98
1-3- Résultats d'analyse et interprétations	98
1-3-1- Niveaux de NO ₂ à Alger	98
1-3-2- Niveaux de NO ₂ à Blida	102
1-4- Estimation des émissions de NO _x en Algérie	106
2- Dioxyde de Soufre	108

2-1- Principe et méthode de mesure	108
2-2- Choix des sites	109
2-3- Résultats d'analyse et interprétations	109
3- Conclusion	111
VII- <u>Retombées particulières dans l'algérois</u>	112
1- Méthode d'échantillonnage et d'analyse	112
1-1- Principe	112
1-2- Appareillage	112
1-3- Exposition des collecteurs	112
1-4- Sites de prélèvements	112
1-5- Traitement des échantillons	114
1-5-1- Particules insolubles dans l'eau	114
1-5-2- Particules solubles dans l'eau	114
1-6- Méthode d'analyse	114
2- Résultats et interprétations	117
2-1- Niveaux de pollution particulière	117
2-1-1- Retombées en milieu industriel, urbain et rural	117
2-1-2- Dispersion des poussières dans l'agglomération de Raïs Hamidou	128
2-1-3- Influence du vent sur les retombées particulières à Blida	138
2-2- Retombées de métaux à Alger	139
2-3- Retombées humides à Blida	144
2-4- Distribution de la fréquence des retombées	150
3- Conclusion	151
VIII- <u>Plomb dans les poussières urbaines</u>	153
1- Introduction	153
2- Collecte et traitement des échantillons	153

3- Résultats et interprétations	154
4- Conclusion	157
IX- <u>Conclusion générale</u>	158
X- <u>Bibliographie</u>	160
XI- <u>Annexes</u>	173
1- Courbe d'étalonnage du NO ₂	174
2- Courbe d'étalonnage du SO ₂	175
3- Solutions étalons de certains métaux pour analyse par SAA	176