

BADJI MOKHTAR ANNABA UNIVERSITY
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR ANNABA
FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE



جامعة باجي مختار – عنابة
كلية العلوم
قسم البيولوجيا

Thèse

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de
DOCTEUR D'ETAT EN SCIENCES

**EVALUATION DE LA POLLUTION ACIDE A L'AIDE DE DEUX
BIO INDICATEURS : ECORCE DE *Fraxinus angustifolia* ET LICHEN
Xanthoria parietina. Impacts SUR LA VEGETATION.**

Option : Biologie Végétale

Présenté par :

**ALI AHMED MONIA
DIRECTEUR DE THESE**

Prof. TAHAR A.

Univ. Annaba

Devant le jury composé de :

Prof. DJEBBAR M. R.

Univ. Annaba

Président

Prof. GHEID A.

Univ. Souk Ahras

Examineur

MC BOURDJIBA O.

Univ. Annaba

Examinatrice

MC SOLTANE M.

Univ. El Tarf

Examineur

Année : 2007

Remerciements

Au terme de ce travail mes remerciements vont particulièrement aux membres du jury qui ont bien voulu m'accorder leur temps pour juger ce travail, trouvent ici l'expression de toute ma reconnaissance.

Monsieur le Professeur M.R Djebbar d'avoir accepté de présider ce jury.

Monsieur le Professeur A. Tahar, pour sa patience, ses encouragements et son aide si précieuse tout au long de ces années. Trouve ici tout mon estime et mon respect.

Mme Bourdjiba Maître de conférence, pour avoir accepté de faire partie de ce jury, trouve ici ma reconnaissance pour ses encouragements.

Mr Soltan M, Maître de conférence à l'Université d'El Taref, pour sa patience, d'avoir accepté d'être rapporteur de ma thèse et de me faire l'honneur de critiquer ce travail.

Mr Gheid Professeur à l'université de Souk Ahras pour sa patience et d'avoir accepté d'être rapporteur et de me faire aussi l'honneur de critiquer ce travail.

DEDICACES

A la mémoire de M^r SEMADI A
A la mémoire de M^r RAHALI M

A la mémoire de tous mes défunts collègues de l'Institut de Biologie

A la mémoire de mon père et mon frère, je regrette votre absence en ces moments.

Je dédie ma thèse à ma douce mère, et mes frères qui ont su toujours être à mes cotés les moments les plus difficiles.

A mes enfants, la prunelle de mes yeux, merci pour votre aide et patience et particulièrement mon fils Noureddine qui sans lui je n'aurais jamais pu finir mon travail.

A mes belles sœurs, à mes petits neveux et nièces.

A mon mari, A toute ma famille et ma belle famille

A mes amies et sœurs Saida, Zakia et Linda pour leurs encouragements.

A tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin pour la finalisation de ma thèse particulièrement mes collègues : M^{me} SERIDI, M^r BENSLAMA, M^r DJEMAI et M^r Kadri. Merci.

SOMMAIRE

INTRODUCTION

CHAPITRE 1 Présentation de la zone d'étude :

| | |
|--|----|
| 1--Localisation géographique :..... | 1 |
| 2-Relief et hydrographie | 3 |
| 3- Données climatiques de la région d'Annaba :..... | 3 |
| 3-1 Pluviométrie :..... | 3 |
| 3-2 Température :..... | 4 |
| 3-3 Le vent : | 5 |
| 3-4 Synthèse climatique : Analyse et interprétation des données pluviométriques | 6 |
| :..... | 6 |
| 3-4-1 Diagramme ombrothermique et indice xérothermique de Gaussen :..... | 6 |
| 3-4-2 Quotient pluviométrique d'EMBERGER | 7 |
| 4-Secteurs industriels : | 8 |
| 4-1 Rejets du complexe « Metal steel »..... | 8 |
| 4-2 Rejet du complexe des engrais phosphaté « Asmidal »..... | 9 |
| 5- Intensité du trafic routier d'Annaba : | 10 |

CHAPITRE II : Généralités sur la pollution atmosphérique globale

| | |
|---|----|
| 1 - Historique : | 12 |
| 2 - Présentation de l'atmosphère : | 12 |
| 2-1 La Troposphère : | 12 |
| 2-2 La Stratosphère : | 12 |
| 2-3 La Mésosphère | 13 |
| 2-4 La Thermosphère | 13 |
| 3 – Définitions de la pollution atmosphérique : | 15 |
| 4 - Les composants de la pollution de l'air : | 15 |
| 4-1 Emissions : | 16 |
| 4-2 Immission : | 16 |
| 4-3 Dépôts atmosphériques : | 16 |
| 5 – Etendue de la pollution atmosphérique : | 17 |
| 5-1 la pollution locale : | 18 |
| 5-2 la pollution régionale : | 18 |
| 5-3 la pollution planétaire | 18 |
| 6- Facteurs influençant la pollution atmosphérique : | 19 |
| 6-1 Influence de la climatologie : | 19 |
| 6-1-1 Influence des précipitations : | 19 |
| 6-1-2 Influence du vent : | 19 |
| 6-1-3 Influence de la Température : | 19 |
| 6-1-4 Influence de l'humidité : | 19 |
| 6-1-5 Influence de l'ensoleillement : | 20 |
| 6-1-6 Influence de la pression atmosphérique | 20 |
| 6-2 La topographie locale : | 20 |
| 6-2-1 Le littoral | 20 |
| 6-2-2 Les vallées : | 21 |
| 6-3 Les effets aggravants : | 22 |
| 6-3-1 La couche d'inversion : | 21 |
| 6-3-2 Brise de mer et brise de terre | 22 |
| 7-Principaux polluants atmosphériques : | 23 |
| 7-1- Polluants primaires : | 24 |
| 7-1-2 Les oxydes d'azote | 24 |
| 7-1-2- Le monoxyde de carbone (Co) | 24 |
| 7-1-4 Les particules : | 25 |
| 7-1-5 Les métaux lourds | 29 |
| 7-2-1 L'Ozone : | 33 |
| 7-2-2 Sources d'ozone : | 34 |
| 7-2-3 Propriétés physico-chimique de l'ozone : | 34 |
| 7-2-4 Bilan global de l'ozone au niveau planétaire : | 35 |
| 7-2-5 Effets de l'ozone sur les êtres vivants : | 35 |
| 7-2-6 La stratégie de contrôle de l'ozone : | 37 |

CHAPITRE III : Généralités sur la pollution acide

| | |
|---|----|
| 1- Définition | 39 |
| 2- Les différents polluants acides | 39 |
| 2-1 Le dioxyde de soufre SO ₂ | 39 |
| 2-1-1 Principales sources :..... | 39 |
| 2-1-2 Caractéristiques physico-chimiques..... | 40 |
| 2-1-3 Persistence du SO ₂ | 41 |
| 2-1-4 Normes de dioxyde de soufre (SO ₂) | 42 |
| 2-1-5 Normes Européenne | 42 |
| 2-5-2 Normes proposées par l'OMS :..... | 43 |
| 2-5-3 Normes Suisse : | 43 |
| 2-2 Les oxydes d'azotes (NO _x)..... | 43 |
| 2-2-1 Dissociation photochimiques de NO ₂ | 43 |
| 2-2-2 Réaction avec les hydrocarbures | 44 |
| 2-2-3 Réaction de NO avec l'ozone :..... | 44 |
| 2-2-4 Normes Européenne des oxydes d'azotes : | 44 |
| 2-2-5 Exemple d'émission de monoxyde et de dioxyde d'azote (NO _x) en France métropolitaine..... | 45 |
| 2-2-6 Quelques statistiques mondiales..... | 45 |
| 2-3 L'acide fluorhydrique :..... | 46 |
| 2-3-1 Origine des émissions..... | 46 |
| 2-3-2 Propriétés physico-chimique de l'acide Fluorhydrique HF :..... | 47 |
| 2-3-3 Effet sur les êtres humains | 47 |
| 2-3-4 Effet sur les animaux | 47 |
| 2-3-5 Effets sur les végétaux..... | 48 |
| 2-3-6 Réglementations des émissions d'acide fluorhydriques..... | 48 |
| 2-4 L'acide chlorhydriques..... | 48 |
| 2-4-1 Origine des émissions | 48 |
| 2-4-3 Réglementations des émissions d'acide chlorhydriques..... | 50 |
| 3- Les pluies acides :..... | 50 |
| 3-1 Répartition géographique :..... | 51 |
| 3- Les pluies acides :..... | 51 |
| 3-2 Les paramètres de l'eau :..... | 51 |
| 3-2-1 Le pH de l'eau :..... | 51 |
| 3-2-2 La conductivité de l'eau | 52 |
| 3-2-4 Les Nitrites..... | 53 |
| 3-2-5 Les Nitrates..... | 53 |
| 4- Différents réseaux et appareils de mesure de composition des retombées humides | 53 |
| 5- Dosages des eaux pluviales dans la région d'Annaba :..... | 54 |
| 5-1 Matériels et Méthodes :..... | 54 |
| 5-1-1 Choix des sites d'échantillonnages :..... | 54 |
| 5-1-2 Méthodes d'échantillonnages:..... | 55 |
| 5-1-3 Méthodes analytiques | 55 |
| 5-1-3-1 pH des eaux: | 55 |
| 5-1-3-2 Dosage des nitrates: | 55 |
| 5-1-4 Résultats et discussions: | 56 |

CHAPITRE IV : Méthodes de prélèvements et d'analyses des principaux polluants acides (SO₂ et NO_x)

| | |
|--|----|
| 1- Méthodes de prélèvement : | 58 |
| 2-1- Méthodes simples et rapides: tubes colorés et tubes passifs : | 58 |
| 2-2- Prélèvement sans concentration..... | 58 |
| 2-3- Prélèvement avec concentration..... | 58 |
| 2-3-1 Méthodes par absorption (barbotage)..... | 58 |
| 2-3-2 Méthodes par adsorption | 59 |
| 2- Méthode de dosages du SO₂ : | 58 |
| 2-1 Dosage du SO ₂ par spectrophotométrie à la pararosaniline..... | |
| (ASTM D-2914 70T; X20- 357,1976 ; STAS 10 194-89) | 59 |
| 2-1-1 Domaine d'application..... | 59 |
| 2-2- Dosage du SO ₂ par chromatographie en phase gazeuse..... | |
| (CPG) [X 20-353, 1975]..... | 62 |
| 2-2-1 Domaine d'application | 62 |
| 2-2-2 Principe..... | 62 |
| 2-2-3 Interférences..... | 62 |
| 2-3-3 Interférences | 63 |
| 3- Méthodes de dosage des NO_x. | 63 |
| 3-1 Dosage du NO ₂ par spectrophotométrie à la réaction de Griess Saltzman (ASTM D-1 607-69 ; X43-009, 1973 ; STAS 10 329..... | 63 |
| 3-1-1 Domaine d'application..... | 63 |
| 3-1-2 Principe..... | 63 |
| 3-1-3 Interférences | 63 |
| 3-1-4 Echantillonnage..... | 64 |
| 3-2 Dosage automatique des NO _x par chimiluminescence | 65 |
| 3-2-1 Domaine d'application..... | 65 |
| 3-2-2 Principe..... | 65 |
| 3-2-3 Interférences..... | 66 |
| 3-3 Dosage automatique des NO _x par l'absorption du rayonnement (IR.UV.VIS)..... | 66 |
| 4- Les réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique. | 67 |
| 4-1 Politique et méthodes de travail des réseaux | 67 |
| 4-1-1 Objectif :..... | 67 |
| 4-1-2 Polluants mesurés..... | 68 |
| 4-2 Normes de pollution atmosphériques..... | 70 |
| 4-2-1 Sites de proximité et sites de fond..... | 70 |
| 4-2-2 Indice ATMO..... | 71 |
| 4-2-3 Alertes..... | 71 |
| 4-3 Quelques réseaux nationaux et internationaux | 72 |
| 4-3-1 Réseau AIRPARIF..... | 72 |
| 4-3-3 Réseau Air Normand..... | 72 |
| 4-3-4 Réseau DEFORPA | 72 |
| 4-3-5 Réseau APPA | 72 |
| 4-3-6 Réseaux internationaux..... | 73 |
| 4-3-7 Evolution des émissions depuis l'année 2000 :..... | 74 |

| | |
|---|-----------|
| 5- Dosages des gaz (SO₂ et NO_x) dans la région d'Annaba : | 74 |
| 5-1 Matériels et méthodes : | 75 |
| 5-1-1 Méthodes d'analyses et de traitements des données : | 75 |
| 5-1-1-1 Le test t de Student. | 75 |
| 5-1-1-2 Le test de l'analyse de la variante (ANOVA) : | 75 |
| 5-1-2 Choix des sites d'échantillonnage | 75 |
| 5-1 3 Méthodes de prélèvement: | 76 |
| 5-1-4 Méthodes analytiques: | 77 |
| 5-1-4-1 Dosage du SO ₂ par spectrophotométrie à la pararosaniline. | 77 |
| 5-1-4-2 Dosage des NO _x par spectrophotométrie à la réaction de | 78 |
| 5-1-5 Résultats et discussions: | 79 |
| 5-1-5-1 Résultats et interprétation des SO ₂ | 79 |
| 5-1-5-2 Résultats et interprétation des NO _x | 84 |
| Conclusion | |
| 6- Estimations des émissions des SO₂ et NO_x enregistrés par « SAMA SAFIA » | |
| (2002-2006) : | 88 |
| 6-1 Définition et localisation des stations de mesure. | 88 |
| 6-1-1 Station 1 ou station de type de référence: Aéroport | 88 |
| 6-1-2 Station 2 et 3 ou stations de type forte pollution: El-Bouni et Sidi Amar. | 89 |
| 6-1-3 Station 4 ou station de type Base: Centre de santé. | 89 |
| 6-2 Résultats et discussions. | 90 |

Conclusion

CHAPITRE V : Utilisation des bios indicateurs pour la surveillance des émissions et des risques

| | |
|--|------------|
| 1- Les différentes facettes de la bio indication | 93 |
| 2-Les différents groupes d'êtres vivants connus dans la bio surveillance..... | 94 |
| 2-1 Les Animaux | 94 |
| 2-1-1 En milieu marin..... | 94 |
| 2-1-2 En milieu terrestre | 95 |
| 2-2 Les Végétaux..... | 95 |
| 2-2-1 Végétaux supérieurs..... | 95 |
| 2-2-2 les Lichens..... | 96 |
| 2-3-3 Les Mousses..... | 97 |
| 2-3 Différentes matrices végétales..... | 97 |
| 3- Choix de bio-accumulateurs..... | 98 |
| 4-Choix d'indicateurs d'effets..... | 98 |
| 5- Bio-intégrateurs..... | 99 |
| 6- Etude d'un bio indicateur le lichen | 99 |
| 6-1 Définition des lichens | 100 |
| 6-2 Les principaux types de thalle | 100 |
| 6-3 Quelques usage des lichens..... | 101 |
| 6-3-1 Usage médicaux :..... | 101 |
| 6-3-2 Usages Alimentaires..... | 101 |
| 6-3-3 Usages industriels :..... | 101 |
| 6-4 Caractères particuliers des lichens justifiant leur choix comme bio indicateur | 101 |
| 7- Estimation de la pollution acide à l'aide de deux bio indicateurs région d'Annaba : ... | 102 |
| 7-1 Matériels et méthodes :..... | 102 |
| 7-1-1 Choix des sites d'échantillonnages | 102 |
| 7-1-2 Choix des espèces végétales..... | 103 |
| 7-1-2 -1 <i>Fraxinus angustifolia</i> (le frêne)..... | 104 |
| 7-1-2 -2 <i>Olea europea</i> (L'olivier)..... | 105 |
| 7-1-2-3 <i>Cupressus sempervirens</i> (Le cyprès)..... | 106 |
| 7-1-2-4 <i>Xanthoria parietina</i> (lichen foliacé)..... | 107 |
| 7-1-3 Méthodes d'échantillonnages..... | 108 |
| 7-1-3 -1 Echantillonnages des écorces :..... | 108 |
| 7-1-3-2 Echantillonnages des feuilles :..... | 108 |
| 7-1-3 -3 Echantillonnages des lichens (Technique de transplantation) :..... | 108 |
| 7-1-4 Méthodes analytiques..... | 108 |
| 7-1-4-1 Mesure du pH des écorces..... | 108 |
| 7-1-4-2 Dosage du rapport MF/MS au niveau des feuilles des espèces arborescentes..... | 109 |
| 7-1-4-3 Dosage du rapport MF/MS au niveau du thalle de <i>Xanthoria parietina</i> | 109 |
| 7-1-5 Interprétation du pH des écorces de <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Olea europea</i> et <i>Cupressus sempervirens</i> au niveau des différents transects : | 109 |
| 7-1-6 Interprétation du pH des écorces de <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Olea europea</i> et <i>Cupressus sempervirens</i> au niveau des 8 sites d'étude :..... | 113 |

| | |
|---|-----|
| 7-1-6-1 Comparaison entre sites :..... | 113 |
| 7-1-6-2 Comparaison entre espèces du même site : | 116 |
| 7-1-7 Interprétation du pH des écorces de <i>Fraxinus angustifolia</i> et <i>Olea europea</i> au niveau de l'agglomération d'Annaba | 122 |
| 7-2 Interprétations des résultats du rapport MF/MS :..... | 124 |
| 7-2-1 Interprétations des résultats du rapport MF/MS chez les différentes espèces arborescentes au niveau des 8 sites d'étude :..... | 124 |
| 7-2-2 Interprétations du rapport MF /MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i> au niveau de l'agglomération de Annaba : | 135 |
| 7-2-3 Résultats et interprétations du rapport MF/MS du thalle de <i>Xanthoria parietina</i> | 137 |

Conclusion

CHAPITRE VI : Impact des polluants acides sur l'écosystème

| | |
|--|-----|
| 1. Impact des dépôts secs : | 139 |
| 1-1 Impact des dioxydes de soufre (SO ₂) :..... | 139 |
| 1-2 Impact des oxydes d'azotes (NO _x) :..... | 139 |
| 2-Conséquences des dépôts humides : | 140 |
| 2-1 Le dépérissement forestier :..... | 141 |
| 2-1-1 Etude de dépérissement forestier par le réseau d'évaluation et de surveillance écologiques..... | 141 |
| 2-1-2 Le niveau excessif des dépôts acides : | 143 |
| 2-1-3 L'étendue des régions affectées :..... | 143 |
| 2-2 Impacts sur la vie terrestre animale :..... | 143 |
| 2-3 Impacts des dépôts humides sur le sol :..... | 144 |
| 2-4 Impacts des dépôts humides sur l'eau..... | 144 |
| 2-5 Impacts sur les matériaux :..... | 145 |
| 3- Etude de l'impact des polluants acides SO₂ et NO_x) sur la végétation dans la région d'Annaba | 145 |
| 3-1 Matériels et Méthodes :..... | 145 |
| 3-1-1 Impact physiologique :..... | 145 |
| 3-1-2 Impact biochimique..... | 145 |
| 3-1-2-1 Dosage de la proline:..... | 145 |
| 3-2 Résultats et interprétations :..... | 147 |
| 3-2-1 Résultats et interprétations de la chlorophylle a, b, (a+b) chez <i>Fraxinus angustifolia</i> au niveau des 8 sites en 2002..... | 147 |
| 3-2-2 Interprétations des résultats de la chlorophylle a, b et (a+b) chez <i>Fraxinus angustifolia</i> en 2004:..... | 154 |
| 3-2-3 Interprétations des résultats de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i> ... | 163 |
| 3-2-4 Impact morphologique sur <i>Fraxinus angustifolia</i> | 166 |

Conclusion générale

Résumé

Listes des tableaux

Références bibliographiques

Almeida
de l'air
ou l'azote

INTRODUCTION

Depuis une cinquantaine d'années, les phénomènes de pollution ont pris une importance de plus en plus grande aux plans environnementaux, sanitaires, économiques et politiques. Dans l'environnement, les pollutions entraînent des perturbations au niveau des êtres vivants (faune et flore) et des compartiments abiotiques fondamentaux (eau, sol, atmosphère) des milieux. Dans ce contexte, nous allons évaluer la pollution dans la région d'Annaba « Est de l'Algérie » par les dioxydes de soufres et les oxydes d'azotes à l'aide de deux matrices végétales considérées comme bioindicatrices tels que : les écorces de *Fraxinus angustifolia* et un lichen foliacé *Xanthoria parietina* et enfin étudier l'impact de cette pollution dite acide sur ces deux espèces , cet impact est évalué à partir d'une approche morphologique, de coupes cytologiques sur *Fraxinus angustifolia* avec étude de quelques paramètres physiologiques et biochimiques.

OBJECTIFS

L'objectif de cette recherche consiste à évaluer à partir de méthodes chimiques, de capteurs et de bioindicateurs la pollution par les dioxydes de soufre et les oxydes d'azote dans la région d'Annaba et mesurer l'effet global de cette pollution sur un végétal, et surtout, sur une population de végétaux, il est nécessaire de répondre en préambule aux questions qui suivent :
Quelles méthodes d'évaluation de ce type de pollution existent déjà ?
La surveillance biologique se substitue-t-elle à ces méthodes ou les complète-t-elle ?
Quel végétal va-t-on utiliser ?
Quels sont les paramètres biologiques à étudier ?
Quelle approche statistique doit-on choisir, et quelles sont les conditions expérimentales qui s'y conforment ?

Chapitre 1 Présentation de la zone d'étude :

1--Localisation géographique :

La wilaya d'Annaba est située à l'Est de l'Algérie, **Figure 1** entre les latitudes (36 ° 30) Nord et (37 ° 30) Nord et les longitudes (07° 20)Est et (08 ° 40) Est.

Elle est bordée au Nord par la mer méditerranéenne, à l'est par la wilaya d'El-taref , au sud par la wilaya de Guelma et ouest par la wilaya de Skikda. Elle couvre une superficie de 1411, 98 Km² , elle regroupe 12 communes et comprend 06 Daïra **tableau1**(S.P.A.T / D.R.E)

Tableau :1 Organisation territoriale de la wilaya d'Annaba

| DARIA | COMMUNES | SUPERFICIES (ha) |
|------------|----------------|-------------------|
| Ain berda | - Ain berda | 13685 |
| | - Chourfa | 9700 |
| | - Eulma | 15742 |
| El-Bouni | - El-Bouni | 9770 |
| El-Hadjar | - El-Hadjar | 6193 |
| | - Sidi Amar | 4320 |
| - Berrahal | - Berrahel | 18049 |
| | - Oued El-Aneb | 18895 |
| - Annaba | - Annaba | 5115 |
| | - Seraïdi | 13665 |
| - Chetaïbi | - chetaïbi | 13506 |
| | - Tréaete | 12558 |

Source : ANPE , 1989

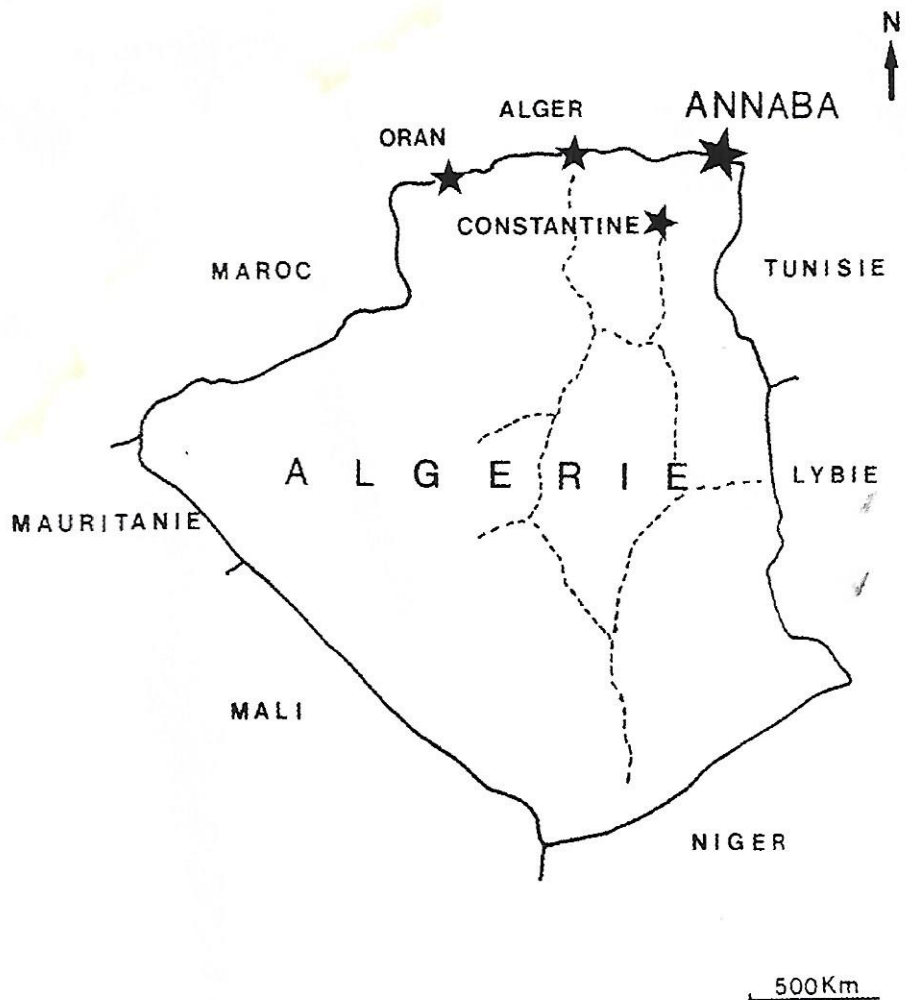


Fig. 1 - Situation de la région de Annaba par rapport à l'Algérie.

2-Relief et hydrographie

La région d'Annaba est caractérisé par trois secteurs : Le massifs (66759 ha) la plaine (50439 Ha et 24000 ha de plain d'eau (PDA , 1977) .

La topographie de la région étudiée correspond à une plaine côtière où on distingue, d'Est en Ouest, les plaines d'El Tarf, Boutheldja, Ben M'Hidi, Zerizer (en liaison avec la plaine de Dréan au Sud), Annaba et à l'ouest la plaine de Berrahal (où se trouve le Lac Fetzara). Cette plaine côtière est dominée, à l'Ouest par le massif de l'Edough (qui culmine à 1100 m à Bouzizi), au Sud, au-delà des collines de Aïn-Berda et de Barrahal, par les monts de Beni-Salah, au Sud-Est, au sud Est par le Massif de Asfour et à l'Est par les Monts de la medjerda qui langent la frontière tunisienne

Le réseau hydrographique est constitué à l'Est par l'Oued Kebir "Est", au centre par les Oueds Seybouse et Bounamoussa et à l'Ouest par l'Oued Kebir "Ouest" qui passe par la wilaya de Skikda.

La région d' Annaba comprend plusieurs plans d'eau: à l'Ouest, le lac Fetzara et à Est , les marais de la Mekhada et le lac des oiseaux. Trois autres lacs se trouvent dans la région d'El Kala: le lac melah, le lac Oubeira et le lac Tonga.

Annaba présente donc toutes les caractéristiques d'une situation en forme de cuvette risque élevé d'inversion thermique et effet de brise de terre , de mer qui soufflent au sens inverse et font que les polluants émis par les unités industrielle balayés par la brise de terre se heurtent contre le flanc de l'edough pour se rabattre sur l'agglomération entraînant une accumulation des polluants .

3- Données climatiques de la région d'Annaba :

Les facteurs climatiques jouent un rôle important dans la diffusion des polluants pour analyser les conditions climatiques de la région d'Annaba, nous disposons de données portant sur une période de 1997 jusqu'à 2006.

3-1 Pluviométrie :

Le régime pluviométrique d'Annaba est de type méditerranéen (hiver pluvieux, été sec).

Des données pluviométriques (**tableau 2**) ressort que la pluviométrie annuelle est de 687 mm avec un régime pluvial saisonnier de type (hiver, automne, printemps, été).

Le maximum se situant en hiver, Les mois les plus pluvieux son : novembre, décembre, janvier et février.

Il y'a donc une abondance de pluie au cours de la saison d'automne et d'hiver.

Tableau 2 : Pluviométrie moyenne mensuelle d'Annaba (1997-2006).

| Mois | P (mm) |
|-----------|----------|
| Janvier | 104.97 |
| Février | 75.25 |
| Mars | 39.72 |
| Avril | 61.21 |
| Mai | 36.87 |
| Juin | 10.25 |
| Juillet | 3.23 |
| Août | 18.24 |
| Septembre | 48.24 |
| Octobre | 48.66 |
| Novembre | 115.56 |
| Décembre | 135.28 |
| Année | 698.02 |

3-2 Température :

La température constitue un des facteurs déterminant du comportement des végétaux dans leur milieu. Les paramètres thermiques (température maximale moyenne $(M+m)/2$ et amplitude thermique $(M-m)$ sont consignés dans le **tableau 3**.

Nous remarquons la faiblesse des écarts de l'amplitude thermique d'un mois à l'autre. Les valeurs mensuelles permettent de calculer les paramètres annuels : la température moyenne annuelle est de 18.239°C avec une température maximale annuelle moyenne de 23.735°C et une température minimale annuelle moyenne de 10.404 . L'amplitude thermique moyenne annuelle est de 10.825°

Tableau 3 : Données thermiques de Annaba (1997-2006)

| mois | M(°C) | $(M+m)/2^{\circ}\text{C}$ | m(°C) | $(M-m)$ (°C) |
|-----------|--------|---------------------------|--------|--------------|
| Janvier | 16.18 | 11.505 | 6.83 | 9.35 |
| Février | 16.49 | 11.625 | 6.76 | 9.73 |
| Mars | 19.42 | 13.9 | 8.38 | 11.04 |
| Avril | 21.51 | 15.865 | 10.22 | 11.29 |
| Mai | 24.64 | 19.01 | 13.56 | 11.08 |
| Juin | 29.06 | 22.95 | 16.84 | 12.22 |
| Juillet | 31.19 | 25.285 | 19.38 | 11.81 |
| Août | 31.84 | 25.99 | 20.14 | 11.7 |
| Septembre | 29.15 | 23.705 | 18.26 | 10.89 |
| Octobre | 26.49 | 21.18 | 15.37 | 11.62 |
| Novembre | 21.05 | 16.065 | 11.08 | 9.97 |
| Décembre | 17.30 | 12.7 | 8.10 | 9.2 |
| Moyenne | 23.735 | 18.239 | 14.404 | 10.825 |

3-3 Le vent :

Le vent est caractérisé par sa fréquence et sa vitesse, Tableau 4 et 5, cette dernière atteint une moyenne annuelle de 3.29m/s avec un maximum au moi de novembre de 3.98 m/s et un minimum au mois de septembre de 3.04 m/s.

Les vents dominants sont désignés par la direction à partir de laquelle le mouvement de l'air se produit le plus souvent au cours de l'année. Ceci s'établit par la représentation graphique sous forme de rose des vents. Ainsi les vents dominant durant 10ans De 1997 jusqu'à 2006 sont de secteur Nord Est – Sud Ouest Figure 2.

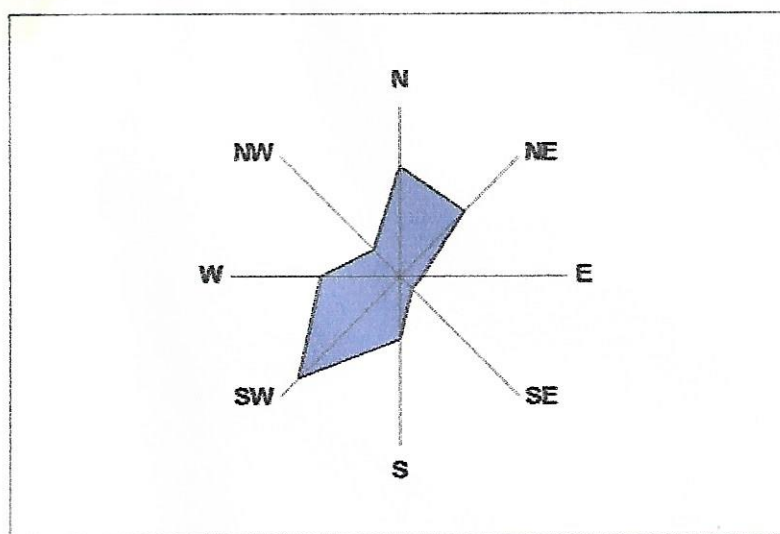


Figure 2 : Rose des vents (1997 – 2006)

Tableau 4 : Vitesse moyenne des vents (1997-2006)

| Mois | Vitesse (m/s) |
|-----------|---------------|
| Janvier | 3.25 |
| Février | 2.36 |
| Mars | 3.25 |
| Avril | 3.25 |
| Mais | 3.33 |
| Juin | 3.19 |
| Juillet | 3.4 |
| Août | 3.21 |
| Septembre | 3.04 |
| Octobre | 2.87 |
| Novembre | 3.98 |
| Décembre | 3.44 |

Tableau 5 : Fréquences des vents (1997-2006)

| Direction | Fréquences |
|-----------|------------|
| N | 1.2 |
| NE | 13.7 |
| E | 3.4 |
| SE | 2.7 |
| S | 9.4 |
| SW | 21.4 |
| W | 11.6 |
| NW | 5.5 |

3-4 Synthèse climatique : Analyse et interprétation des données pluviométriques :

Tous les facteurs que nous avons étudiés sont liés les uns aux autres et constituent un milieu bioclimatique complexe. De nombreux chercheurs ont essayé de caractériser par des indices et des diagrammes des relations entre divers facteurs climatiques, notamment la répartition des précipitations au cours de l'année et les variations de température.

3-4-1 Diagramme ombrothermique et indice xérothermique de Gaussen :

Le diagramme ombrothermique (ou pluviothermique) proposé par Gaussen 1954 est utilisable dans le monde entier . Il est construit à partir des courbes des moyennes mensuelles des températures et des précipitations, l'échelle des précipitations étant doublée par rapport à celle des températures. Il permet de définir :

3-4-1-1 période de sécheresse : c'est celle où la courbe des précipitations se situe sous celle des températures, p étant inférieur à 2 T .

3-4-2-2 Sa durée : délimitée par les points d'intersection des deux courbes, et son intensité qui est proportionnelle à la surface comprise entre les courbes. Ce diagramme construit à partir des données de Annaba les salines, fait ressortir une sécheresse estivale de cinq mois (mai , juin , juillet , août et septembre). Juillet est le mois le plus sec , Novembre est le mois le plus humide , Janvier le mois le plus froid et Août le mois le plus chaud de l'année

.Tableau6

Pour préciser l'intensité de la période sèche , GAUSSEN 1954 a proposé l'utilisation d'un indice xérothermique , donnant le nombre de jours secs observés au cours des mois secs , un jour sec étant un jour sans précipitations dont l'humidité relative moyenne est inférieure à 40 % . Si celle-ci est supérieure à ce chiffre on compte : 9/10 de jour sec , si $40 < H.R < 60 \%$, 8/10 de jour sec , si $60 \% < H.R < 80 \%$, et 7/10 jour sec si $H.R > 80 \%$.

Le climat méditerranéen, caractérisé par une sécheresse estivale , est défini par un indice xérothermique > 40 . A Annaba où l'humidité relative oscille entre 60 % et 80 % , l'indice xérothermique est de 122.

Tableau 6: l'indice d'aridité mensuel de DE MARTONNE appliqué à Annaba

| Mois | P (mm) | t°c | Q |
|-----------|----------|--------|--------|
| Janvier | 104.97 | 11.505 | 58.57 |
| Février | 75.25 | 11.625 | 41.757 |
| Mars | 39.72 | 13.90 | 19.943 |
| Avril | 61.21 | 15.865 | 25.398 |
| Mai | 36.87 | 19.10 | 15.204 |
| Juin | 10.25 | 22.95 | 3.732 |
| Juillet | 3.23 | 25.285 | 1.098 |
| Août | 18.24 | 25.90 | 6.081 |
| Septembre | 48.78 | 23.705 | 17.367 |
| Octobre | 48.66 | 21.18 | 18.727 |
| Novembre | 115.56 | 16.065 | 53.202 |
| Décembre | 135.28 | 12.7 | 71.513 |

Les valeurs sont d'autant plus basses que le climat est aride. Un indice supérieur à 20 indique une humidité suffisante, la tendance à la sécheresse s'affirme entre 20 et 10 ; au dessous de 10, c'est l'aridité et au dessous de 5, le climat est hyper-aride.

Pour Annaba, l'indice d'aridité annuel de DE MARTONNE est de 28 ce qui correspond à une humidité suffisante.

Pour ce qui est des indices d'aridité mensuels, on a une tendance à la sécheresse en mai, septembre et octobre (indice compris entre 10 et 20). L'aridité concerne les mois de Juin, Juillet et Août avec un climat hyper-aride pour les mois de Juillet et Août. Les autres mois sont caractérisés par une humidité suffisante.

3-4-2 Quotient pluviométrique d'EMBERGER :

Pour les régions méditerranéennes également, ENBERGER, 1930 a proposé un quotient pluviométrique plus précis faisant intervenir en plus du total des précipitations P, la moyenne des maxima du mois le plus chaud M et la moyenne des minima du mois le plus froid m. M-m (amplitude extrême) rendant compte de l'évaporation.

$$Q = \frac{P \times 100}{2 ((M+m)(M-m))}$$

Le coefficient 100 sert à éviter les chiffres fractionnaires. ENBERGER a utilisé $(M + m) / 2$ (moyenne extrême) car la vie végétale oscille entre ces deux moyennes. Il est corrigé par $M - m$ (amplitude extrême), le quotient Q concrétise la sécheresse du climat dont dépend toute vie végétale en pays méditerranéen. Une région est d'autant plus sèche que sa moyenne extrême $(M + m) / 2$ est plus élevée et que l'amplitude extrême $(M - m)$ est plus grande et Q est d'autant plus faible que le climat est plus sec.

Pour définir les étages bioclimatiques méditerranéens et mettre au point le climagramme correspondant, ENBERGER (1930) prend en compte simultanément le quotient Q (en ordonnée) et le facteur m (en abscisse).

Tableau 7 : Quotient pluviométrique d'EMBERGER appliqué à Annaba sur une période de (1997- 2006).

| Mois | Q |
|-----------|--------|
| Janvier | 467.11 |
| Février | 33.26 |
| Mars | 12.94 |
| Avril | 17.08 |
| Mai | 8.77 |
| Juin | 1.82 |
| Juillet | 0.54 |
| Août | 3.00 |
| Septembre | 9.45 |
| Octobre | 9.88 |
| Novembre | 36.07 |
| Décembre | 57.90 |

4-Secteurs industriels :

Annaba par sa position stratégique compte une base industrielle de transformation des métiers premières locales notamment le minerai de fer .

Cette base repose principalement sur le complexe sidérurgie « Metal Steel » le plus grand complexe sidérurgique en Afrique , Grand complexe d'Engrais phosphatés « Asmidal » et les anciens ateliers de transformation métallique « Ferroviaal » , vient ensuite la zone d'activité commerciale et les zones industrielles, ces bases sont à l'origine de plusieurs effluents liquides et atmosphériques .

4-1 Rejets du complexe « Metal steel »

Ce complexe rejette des effluents particuliers qui sont essentiellement des oxydes de fer et des composés siliceux accompagnés de divers métaux rare comme le thallium suite à des émissions très importante déposées jusqu'en Tunisie .**Tableau8**

Les effluents gazeux sont constitués surtout de produits soufrés , d'oxyde de carbone , d'azote et de trace de fluor . Ce complexe comprend plusieurs unités industrielles, haut Fournaux , aciérie à oxygène , laminoir à chaud , laminoir à froid , tuberie spirale .

Unité de traitement de gaz peu oxygène unité la fabrication de rond à bâton et fils machines .

Tableau 8 : rejet du complexe sidérurgique « Métal steel »

| Produits rejettes | Quantité t/an |
|-----------------------|---------------|
| Poussières | 35 |
| Matière organique | 1220 |
| Ammoniac | 3000 |
| Phénols | 6000 |
| Oxyde de soufre | 4100 |
| Matière en suspension | 6000 |

Source : DMI 2004

4-2 Rejet du complexe des engrais phosphaté « Asmidal »

Le complexe d'engrais « Asmidal » rejette des quantités importantes de polluants dans l'atmosphère, la nature de ces polluants est très variés en fonction de chaque unité est estimés avant le projet de la banque mondial .

Tableau 9 : Rejets du complexe « Asmidal »

| Unités | Polluants | Quantités / on |
|--------------------------|------------------------------|----------------|
| Unité nitrique | NO ₂ | 1188 |
| | NH ₃ | 2291 |
| Unité acide sulfurique | SO ₂ | 90.000 |
| Unité acide phosphorique | Phosphogypse | 280.000 |
| Unité NPK | Fluor | 88 |
| Unité nitrate d'ammonium | Poussière | 43.000 |
| | nitrates (NO ₃) | 133.000 |

Après le projet de la banque mondiale le complexe ASMIDAL . rejette théoriquement : 275 t/an de NO_x , (unité d'acide nitrique). 45.6 t/an de NH₃et 0 t/an de SO₂, (démolition de l'unité d'acide sulfurique), de phosphogypse ; (arrêt définitif de l'unité d'acide sulfurique et sa conversion en unité super simple phosphate). Pour l'unité de PK, le projet est en cours pour rétablir une solution de lavage de gaz et l'installation d'un capteur de poussières pour réduire les rejets de fluor à 10.5t/an.

Pour l'unité de nitrate d'ammonium, le projet de l'installation d'un graduateur n'est pas encore réalisé pour réduire les rejets de nitrate à 250t/an.

Tondis que pour les autres filiales du groupe ASMIDAL. Les rejets de (FERTIAL) sont estimés à : 300 de NO_x ;(unité d'acide nitrique), 50 / µg/m³ de poussières ; (unité d'engrais phosphates;, 50 µg/m³ de fluor (unité super simple phosphate SSP). Enfin le groupe KIMIAL, rejette 0.3 t/h de CO₂ (unité de production) (DMI, 2004).

5- Intensité du trafic routier d'Annaba :

La wilaya d'Annaba de part sa position géographique privilégiée (situation de carrefour) et du développement a observé jusqu'à ce jour un trafic routier fortement polarisé autour de l'agglomération d'Annaba ; ce qui a contribué aussi à l'essor de la zone centrale principalement El-Bouni sidi Amar et El-hadjar par rapport au reste de la wilaya .

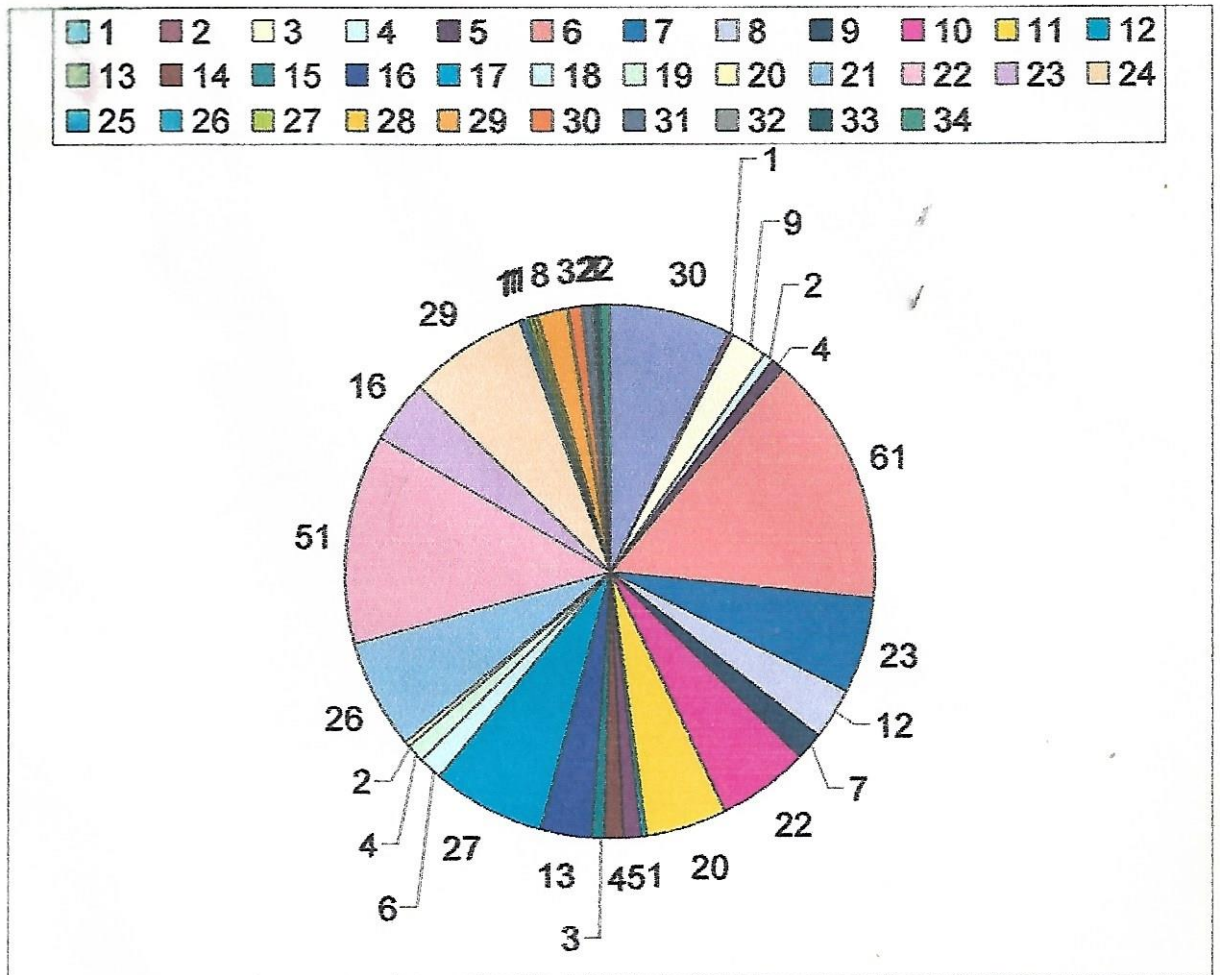


Figure 3 : ligne desservies à partir de la station Sidi brahim

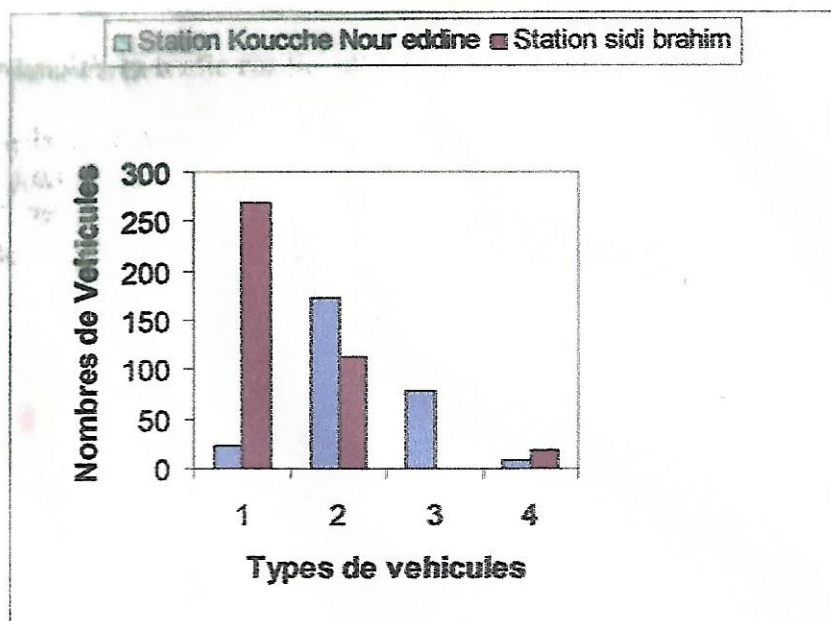


Figure 4 : Densité du trafic routier au niveau des deux principales stations à Annaba

D'après les données communiquées par la DTW le secteur étatique assure le réseau intra wilaya composé de 5 lignes avec 18 véhicules utilisant l'autobus comme type de véhicule., en parallèle le réseau rural est assuré par le secteur privé composé de 22 lignes rurales par les moyens de 228 véhicules utilisant comme type de véhicule : les fourgons.

Ainsi nous constatons d'après ces données qu'il ya un trafic routier intense concentré au niveau des réseaux rurales

La station gare routière Sidi Brahim est assurée par les moyens de 400 véhicules dont 269 autocars et 19 autobus pour desservir 34 lignes inter Wilaya (figure 4) . D'après la figure 5 s'installe un trafic routier très intense par rapport à la station Kouche Nouredine.

CHAPITRE II : Généralités sur la pollution atmosphérique globale :

1 - Historique :

Si la pollution d'origine naturelle existe depuis la création de la terre (volcan, feux...), on pouvait déjà observer dans les cavernes servant d'abris aux hommes de la préhistoire des phénomènes de pollution de l'air liés aux feux qu'ils faisaient pour se réchauffer ou pour cuire leurs aliments : pourtant, on ne parlait certainement pas encore de pollution atmosphérique. HIPPOCRATE et ses disciples avaient déjà, aux IV^{ème} et V^{ème} siècle avant J-C, souligné l'influence des « airs et des lieux » sur la santé.

PLINE L'ANCIEN est mort victime du Vésuve 79 av. J-C après avoir respiré l'air pollué des émanations du volcan.

SENEQUE, à cette époque, se plaint des puanteurs des fumantes cheminées urbaines.

En 1661, John EVELYN, médecin anglais rédige un traité sur les inconvénients des fumées dissipées dans l'air de Londres.

Le terme POLLUTION dans son acception actuelle n'existait pas encore que les médecins du VII^{ème} siècle se protégeaient le nez par des entonnoirs filtrants garnis de substances « balsamique » pour éviter de respirer les « miasmes », exhalations toxiques et puantes, responsables selon eux de la propagation de la peste.

En Angleterre, dès le XIII^{ème} siècle, la couronne prend des mesures pour restreindre l'emploi du charbon dans les foyers, à cause de la fumée et de l'odeur dégagée.

Au cours des siècles précédents, la majeure partie de la population rurale ou urbaine a respiré un air enfumé par les émissions de feux ouverts à bois, à tourbes ou à charbon ou empuanti par les émanations sulfurées ou ammoniacées des étables, écuries ou bergeries utilisées comme « chauffage central » hivernal. C'est encore le cas dans les pays en voie de développement où la biomasse est source d'énergie essentielle, et où on rencontre, à l'intérieur des habitations, des concentrations élevées d'acide sulfurique et nitrique ainsi que de monoxyde de carbone et des hydrocarbures volatils. En effet, les combustibles dits « naturels » sont des émetteurs de polluants très mal maîtrisés.

2 – Présentation de l'atmosphère :

L'atmosphère est une entité environnementale à part entière au même titre que la pedosphere ou l'hydrosphere. Elle présente des fonctionnements physico-chimiques propre et sa qualité possède un impact direct sur l'environnement naturel et humain. De ce fait l'étude de la qualité de l'air revêt une grande importance.

2-1 La Troposphère : Entre 0 et 15 km d'altitude en moyenne, la température décroît pour atteindre environ -50* Celsius à 15 Km d'altitude. C'est dans cette zone que se situe la plupart des phénomènes météorologiques. Elle contient environ les neuf dixièmes de la totalité de la masse d'air et pratiquement toute la vapeur d'eau, donc les nuages, de l'atmosphère. On trouve un mélange stable dont la composition reste pratiquement constante, et qui forme l'air que nous respirons.
(Oxygène : 21% ; azote : 78% ; gaz carbonique et gaz rares : 1%)

2-2 La Stratosphère :

Entre 15 et 50 Km d'altitude environ.

A partir de 15 Km, la température augmente pour avoisiner 0^{0C} à environ 50Km.

2-3 La Mésosphère

Entre 50 et 85 Km d'altitudes, la température décroît à nouveau pour atteindre 100° à environ 50 Km

2-4 La Thermosphère

A partir de 85km d'altitude, la courbe des températures s'accroît en permanence jusqu'à 1000°C et plus dans les partie hautes de la thermosphère **figure 5 (Mégie., 1992)**.

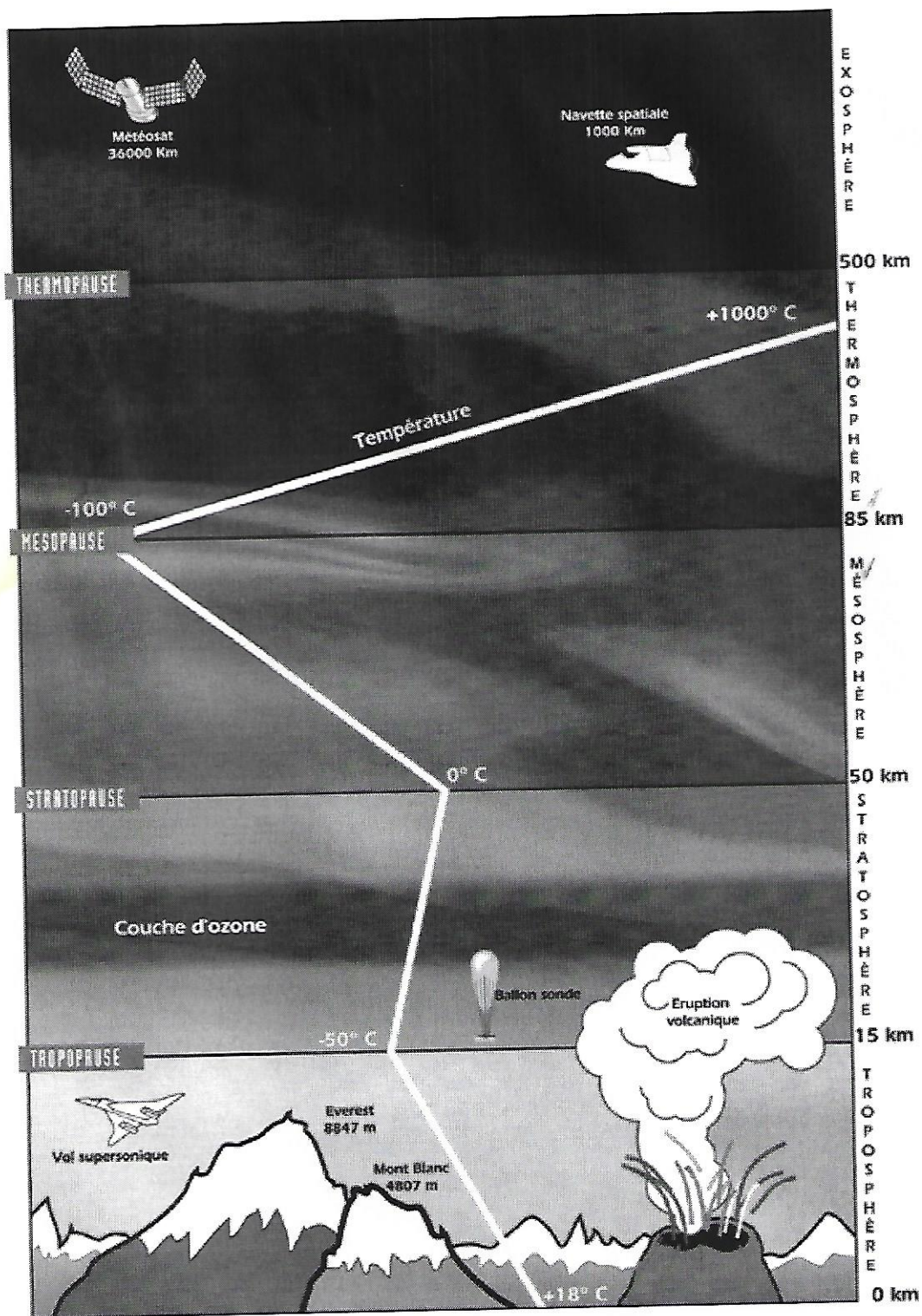


Figure 5 : Présentation de l'atmosphère
 Source : Mégie., 1992.

L'atmosphère est indispensable à la vie sur terre. Toute modification de ses composants peut avoir des effets irrémédiables. Par son rôle isolant, elle assure une température équilibrée et élevée. Par la présence de certains gaz, elle réalise une protection contre la plupart des radiations nocives du soleil. Par la présence d'oxygène, elle permet à chacun de respirer. L'homme dépend de l'air qui l'entoure et dont il respire, en moyenne, de 12 à 15 m³ par jour, plus encore qu'il ne dépend de l'eau car il peut, dans certaine mesure, choisir l'eau qu'il boit. Il absorbe ainsi directement, par inhalation, les polluants présents dans l'atmosphère. La terre a mis plusieurs milliards d'années à se former, il serait dommage que l'homme la dégrade en quelques dizaines d'années(**RICHERT 1995**).

3 – Définitions de la pollution atmosphérique :

La pollution atmosphérique de l'air, suivant les pays ou les divers organismes qui s'en occupent, fait l'objet de définitions différentes. Certaines reposent sur le principe que toute modification de la composition normale de l'air est une pollution atmosphérique, d'autres y ajoutent des notions de gênes ou de nocivités dues aux composés anormaux qui ont modifié cette composition. De même, certains préfèrent ne parler que de polluants liés à l'activité humaine et tenir à l'écart les polluants d'origine naturelle.

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996 en donne la définition suivante :

« Constitue une pollution atmosphérique l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologique et aux écosystèmes, à influencer les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives. »(**J.O, 1997**)

Le conseil de l'Europe dans sa déclaration de mars 1968 avait préféré retenir que :

« Il y a pollution atmosphérique lorsque la présence d'une étrangère ou une variation importante dans la proportion de ses composants est susceptible de provoquer un effet nocif, compte tenu des connaissances scientifiques du moment, ou de créer une nuisance ou une gêne.»

En précisant « compte tenu des connaissances du moment », le conseil de l'Europe montre que la notion de polluant peut évoluer à mesure que la connaissance des risques s'affine. Par ailleurs, l'idée de gêne indique que la pollution ne concerne pas seulement les composés chimiques nocifs, mais recouvre également les atteintes aux sens humains tels que les dégagements d'odeurs, les atteintes à la visibilité, etc.

En tout état de cause, on peut considérer qu'il y a pollution atmosphérique lorsque la présence, la modification ou l'absence dans l'air d'un de ses composants peut entraîner une modification aussi infime soit-elle des conditions environnementales naturelles. Mais ce n'est pas dans la définition de la pollution atmosphérique que l'on doit chercher ses causes, ses effets, ou les moyens de sa prévention (**APPA, 1998**).

4 - Les composants de la pollution de l'air :

La problématique de la pollution atmosphérique est classiquement représentée au moyen de schémas émission – immissions qui fait intervenir les cinq composants suivants, figure 3 :

- Les émissions
- Le transport et la dispersion
- Les transformations chimiques
- Les immission et la déposition atmosphérique
- Les effets

Ce schéma émissio – immissions s'applique à toutes les échelles d'espace et de temps

La conséquence première est que les rejets anthropogéniques modifient la composition originelle de l'air. Ceci se produit par l'apport de nouvelles substances et par l'augmentation progressive de la teneur des substances déjà présentes en traces. C'est une des raisons pour laquelle le changement atmosphérique fait l'objet d'une surveillance à l'échelle mondiale.

4-1 Emissions :

Les émissions désignent les rejets des polluants dans l'atmosphère (en g/s ou en t/an). C'est au stade du contrôle des émissions que la détection de l'air peut être la plus efficace.

4-2 Immission :

Les immissions désignent de façon générale la présence de polluants dans l'air ambiant pour les gaz et les particules en suspension (aérosols), elles s'expriment en $\mu\text{g}/\text{m}^3$. pour les poussières et particules en sédimentation (diamètre supérieur à 50-100 microns), les immissions se mesurent en $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{jour}$.

Les immissions dépendent principalement du polluant considéré et des conditions de dispersion et de transformation dans l'air. Les immissions ne dépendent pas (ou très peu) du récepteur et de la couverture du sol. Elles sont immédiatement mesurables moyennant un équipement technique approprié.

Les valeurs d'immission caractérisent quantitativement un état de pollution atmosphérique sur un territoire donné et pendant un intervalle de temps fixe.

4-3 Dépôts atmosphériques :

Par rapport aux immissions, la déposition atmosphérique se réfère à l'ensemble des processus de transfert qui concourent à diminuer la teneur d'une substance présente dans l'air. C'est un phénomène qui dépend fortement de la nature et de la couverture du sol la déposition atmosphérique peut être sèche ou humide.

La déposition de la nature d'un flux qui s'exprime en $\text{mg}/\text{m}^3\cdot\text{mois}$.

C'est la déposition qui convient de considérer dans l'étude des impacts de la pollution de l'air sur les écosystèmes forestiers.

Les relations entre la pollution atmosphérique et les cycles de la biosphère apparaissent clairement en ce sens que :

- les émissions anthropogéniques s'additionnent aux flux naturels.
- Les interactions entre cycles peuvent se produire lors des phases de dispersion et de transformation des polluants.
- Des effets consécutifs aux immissions et à la déposition peuvent apparaître sur la fonctionnement des écosystèmes (eaux, forêts) qui participent à d'autres cycles.
- Il faut noter que les interactions qui se produisent dans le système biosphère rendent encore très difficiles à saisir. Des difficultés apparaissent déjà au premier stade, qui est celui des observations in situ.

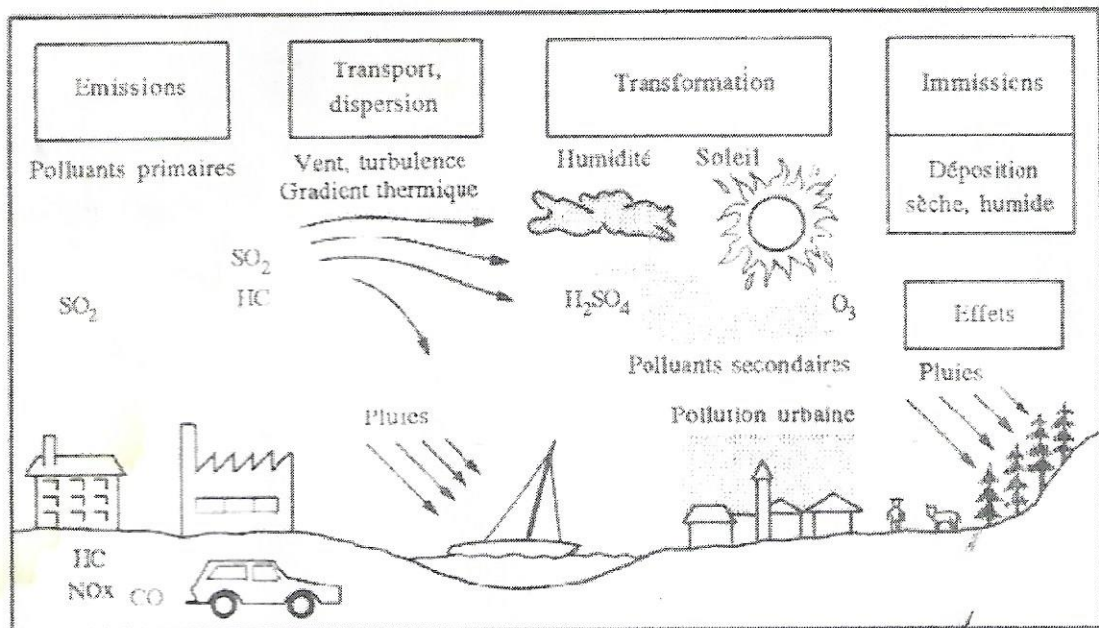


Figure 6 : Les différents composants de la pollution de l'air

5 – Etendue de la pollution atmosphérique :

Les différents polluants agissent plus ou moins rapidement et plus ou moins loin de leurs sources d'émissions. Il est distingué par conséquent différents niveaux de pollution atmosphérique :

5-1 la pollution locale :

L'échelle locale caractérise les pollutions que l'on rencontre au voisinage de sources de rejets : foyers industriels incinérations sauvages, etc.). Ces pollutions dites primaires affectent en premiers lieux les proches riverains et peuvent être à l'origine de nuisance olfactives. A cette échelle, on peut mettre en évidence des pointes de pollution en lien avec des variations d'émissions périodiques (trafic automobile pendulaire) ou ponctuel (incidents industriels).

4-2 la pollution urbaine :

La zone urbaine d'une grande agglomération est soumise à un fond de pollution quasi permanent. Celui-ci est dû à la dispersion des différentes pollutions locales auxquelles s'ajoutent les émissions diffuses des zones résidentielles, commerciales de grandes étendues (chauffages individuels, trafic d'accès, etc.).

5-2 la pollution régionale :

Ici, on parle de pollution secondaire, les polluants responsables n'étant pas directement émis par les sources d'émission mais provenant de réaction chimiques ultérieures. C'est le cas des pluies acides et de l'ozone (O₃).

La pollution acide résulte de la transformation du dioxyde de soufre (SO₂), du dioxyde d'azote (NO₂) et de l'ammoniac en acide sulfurique et en acide nitrique. Transportée sur de longues distances, cers les espaces ruraux et notamment forestiers, cette pollution retombe sous forme de dépôts secs ou humides, les pluies acides.

La pollution photochimique à l'ozone, résulte de la transformation d'une partie de la pollution locale et urbaine, touche de préférences les zones rurales mais peut aussi concerner des

agglomérations fortement étendues ou grandes émettrices de polluants précurseurs, notamment en été.

.5-3 la pollution planétaire :

A l'échelle planétaire, deux processus majeurs sont le fruit des émissions de polluants atmosphériques : le trou dans la couche d'ozone et l'effet de serre.

Ces différents niveaux de pollutions atmosphériques forment le cycle de la pollution de l'air qui est représenté **tableau 10**.

Tableau 10: Différents niveau de pollution atmosphériques

| Echelle | Origines | Principaux polluants Concernés | Problèmes rencontrés | Portée dans le temps |
|------------------------------------|---|--|--|-------------------------|
| Pollution Locale < ; 500 m | Echappement automobile lors de circulation intense Panache de fumées industrielles Incinération sauvage ... | NO, NO ₂ , CO, COV, imbrulés, poussières SO ₂ , métaux lourds COV, imbrulés | Pollution industrielle, Automobile, Domestique ou agricole de proximité. | Minutes Ou Heures |
| Pollution Urbaine < ; 10 Km | Résultantes des pollutions précédentes à l'échelle de grandes agglomérations Transformation photochimique de la pollution automobile d'origine urbaine | NO, NO ₂ , CO, COV, imbrulés, poussières O ₃ , PAN | Pollutions urbaines de fond | Heures ou jours |
| Pollution Régionale < ; 1000 Km | Transformation chimique et transport de la pollution Transport de pollution à longues distances | O ₃ SO , NO, NO, radioéléments | Pollution photochimique Pluie acide | Jours |
| Pollution planétaire | Migration de polluants vers la stratosphère Augmentation des gaz à effets de serre | CFC, N ₂ O, HCFC CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC, O ₂ , HCFC, HFC, PFC, SF ₆ | Amincissement de la couche d'ozone Accroissement de l'effet de serre | Années |

6- Facteurs influençant la pollution atmosphérique :

Si la qualité de l'air dépend de l'émission de substances polluantes par différentes sources (industries , transports , sources tertiaires et domestiques) , elle dépend aussi des conditions météorologiques et de la topographie du milieu .

6-1 Influence de la climatologie :

6-1-1 Influence des précipitations :

La pluie , la neige réalisent ^{le lavage} la loupé , l'absorption et l'entraînement des impuretés de l'air vers le sol de façon plus marquée que la durée et l'intensité de ces précipitations considérée comme pure après une période suffisamment longue de précipitation.

6-1-2 Influence du vent :

Il existe une relation évidente entre la vitesse du vent et les niveaux de concentration des pollutions.

En effet, l'influence du vent sera très variable selon la position de la source de pollution (notamment sa hauteur) et les effets des reliefs locaux qui peuvent créer de nombreuses situation particulières , il intervient peu sa direction pour orienter les panache de pollutions et par sa vitesse pour les diluer plus ou moins de l'origine .

Si le panache est émis à une altitude insuffisante , le vent au lieu d'assurer la dispersion des polluants accentuera leur rabattement au sol , créant aussi des zones à fort risque aggravant localement la pollution.

6-1-3 Influence de la Température :

En situation normales, dans les basses couches de l'atmosphère , la température décroît régulièrement avec l'altitude , cela permet aux polluants émis de s'élever naturellement avec l'air chaud , et donc de se mélanger avec l'air ambiant .

La température agit sur la chimie des polluant , le froid diminue la validité de certains gaz , tandis que la chaleur estivale est favorable à la formation photochimique de l'ozone .

En été , une augmentation de température (2 – 4C°) peut provoquer la formation d'une couche d'inversion , notamment par temps clair et dégrader la qualité de l'air par accumulation des polluants primaires .

6-1-4 Influence de l'humidité :

La présence de vapeur d'eau dans l'atmosphère est considérée comme un facteur météorologique défavorable au phénomène d'autoépuration parce qu'elle empêche la diffusion des impuretés et parce qu'elle réagit avec celles-ci de telles sorte que peuvent en résulter des impuretés plus agressives.

Une humidité élevée favorise la formation du brouillard et la concentration des impuretés ainsi par exemple l'humidité influence la transformation des polluants primaires : sous l'action de l'humidité de l'acide sulfurique (H_2SO_4) se forme à partir du dioxyde de soufre (SO_2).

6-1-5 Influence de l'ensoleillement :

- Un faible ensoleillement engendre généralement une amélioration de l'indice de qualité de l'air sauf si la température est instable et élevée.
- Un fort ensoleillement donne une dégradation dont l'importance est corrélée avec la hausse de la température .

6-1-6 Influence de la pression atmosphérique :

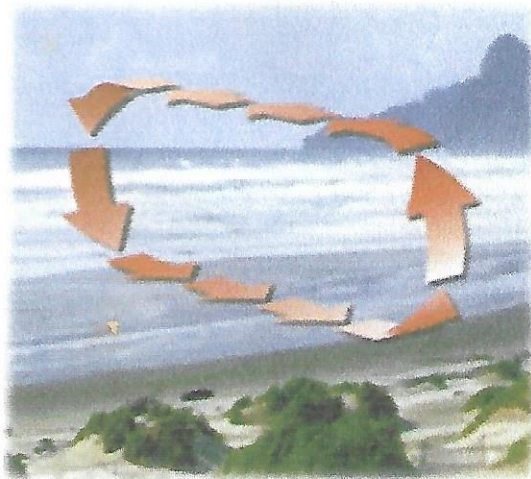
Les situations dépressionnaires (basses pressions) correspondent généralement à une turbulence de l'air assez forte et donc de bonnes conditions de dispersion .

En revanche, des situations anticycloniques (haute pression) où la stabilité de l'air ne permet pas la dispersion des polluants entraînent des épisodes de pollution(Masclet ,2005) .

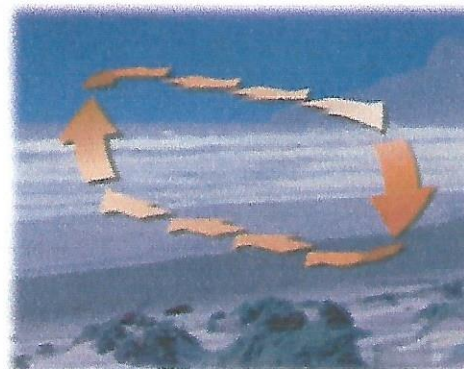
6-2 La topographie locale :

La topographie d'un site peut influencer la circulation des masses d'air . Par exemple , les rues canyon , les bords de mer et les vallées peuvent modifier la dispersion des polluants.

6-1-1 Le littoral : La nuit , les masses d'air ne se déplacent pas dans le même sens que le jour . En effet , durant la journée , la brise de mer ramène les polluants sur les côtes. Mais de nuit , ce phénomène s'inverse car le sol se refroidit plus vite que la mer . La pollution est alors envoyée sur la mer (Figure 7).



Le jour : brise de mer



la nuit : brise de terre

Figure 7 : Phénomènes de brise côtière

6-1-2 Les vallées : Les masses d'air ne se déplacent pas dans le même sens de jour et de nuit . En effet , le jour l'air s'échauffe sur les pentes et crée un courant qui remonte la vallée . les polluants se dispersent rapidement . Mais de nuit , ce phénomène s'inverse : l'air froid s'écoule le long des pentes et s'accumule au fond de la vallée , tout en la descendant . la pollution évacuée dans la journée est alors ramenée dans la vallée la nuit figure 8.



Le jour : brise montante



la nuit : brise descendante

Figure 8 : Phénomènes de brise de vallée

6-3 Les effets aggravants :

6-3-1 La couche d'inversion :

En situation normale , la température de l'air diminue avec l'altitude (environ 1 C° tous les 100 mètres).

Quand l'air chaud s'élève dans les couches supérieures plus froides , il entraîne avec lui les polluants qui ainsi dispersés verticalement (principe de la montgolfière).

Les inversions de température sont des cas particuliers , l'atmosphère , au lieu de se refroidir avec l'altitude , réchauffe jusqu'à un certain niveau appelé niveau d'inversion . A ce niveau se forme une couche d'air plus chaude qu'on appelle « couche d'inversion ».

Les substances provenant des chauffage , des industries et du trafic automobile s'accumulent sous la couche d'inversion qui forme un « couvercle » empêchant les polluants de se disperser , il n'y a plus de brassage vertical si le vent est faible .

La concentration des polluants peut alors augmenter très rapidement . L'inversion de température est un phénomène naturel qui se produit la nuit et peut persister plusieurs jours , notamment en hiver où l'ensoleillement est faible , et la situation devient alors anormale du fait de l'accumulation des polluants qui sont alors bloqués sous un véritable couvercle d'air chaud (figure 9).

Ce phénomène qui habituellement n'engendre pas de conséquences néfastes . cependant , si une inversion se produit dans une grande ville polluée , cela peut avoir des effets désastreux .

A Londres en 1952 une couche d'inversion a duré 09 jours . En 04 jours seulement , plus de 4.000 personnes en sont morts .

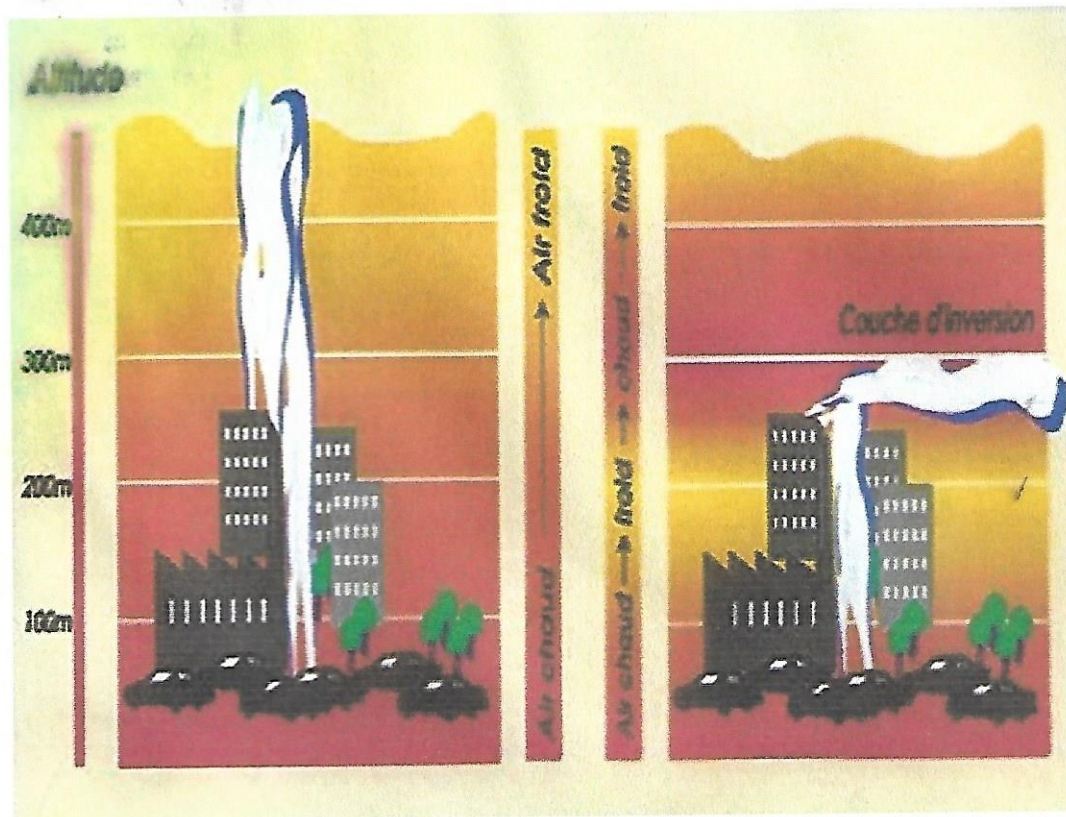


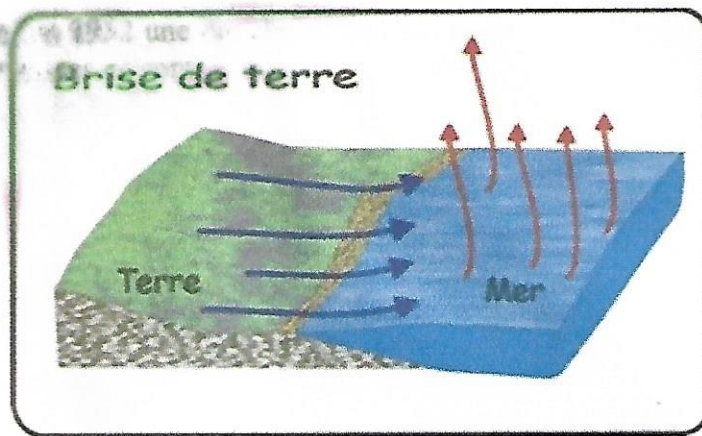
Figure 9 : Couche d'inversion

6-3-2 Brise de mer et brise de terre

Ce phénomène génère par le **contraste thermique** existant entre la terre et la mer a lieu surtout l'été et est particulièrement favorable à la formation de l'ozone .

-La nuit , la terre se refroidit beaucoup plus rapidement que la mer , la nuit et tôt le matin , se forme alors une brise soufflant de la terre vers la mer : **la brise de terre**.

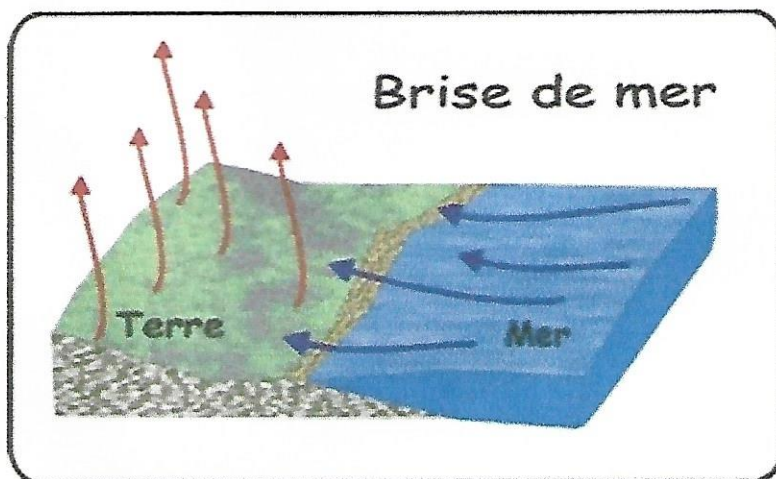
Afin de combler la baisse de pression au-dessus la mer , l'air au dessus du sol de déplace vers la mer . La nuit, l'eau chaude réchauffe l'air qui est en contact . l'air amorce un vers le haut .



Le matin , les polluants primaires , émis par l'activité économique d'une agglomération , sont déplacés en mer .

Le jour , la terre se réchauffe beaucoup plus rapidement que la mer , un appel d'air maritime : la brise de mer .

Le soleil réchauffe le sol , l'air chaud monte et crée une baisse de pression . Afin de combler l'air qui monte , l'air plus frais au-dessus de la mer se déplace vers la terre .



Les polluants sont ensuite transformés sous l'action du soleil en ozone qui est rabattu l'après midi vers la terre par l'effet de brise de mer .

7-Principaux polluants atmosphériques :

Un polluant atmosphérique est un corps d'origine anthropique ou non , à l'état solide , liquide et gazeux , contenu dans l'atmosphère et qui ne fait pas partie de la composition normale de l'air , ou qui est présent en quantité anormale .

Les principaux polluants mesurés par les organismes de surveillance de la qualité de l'air se répartissent en deux groupes :

- Polluants primaires : qui sont émis tels quels par les sources directement dans l'atmosphère .
- Polluants secondaires : qui sont issus de la transformation chimique des polluants primaires .

7-1- Polluants primaires :

7-1-1- Le dioxyde de soufre (SO₂) :

Ce polluant va être décrit dans le chapitre suivant.

7-1-2- Les oxydes d'azote (NO₂)

Ce polluant va être décrit dans le chapitre suivant.

7-1-3- Le monoxyde de carbone (Co) :

Le Co est un produit de combustion incomplète , il est principalement émis par les véhicule à essence (75 %) , les autres sources sont les équipements agricoles (7%) , les processus industriels (9 %) , les incinérations de déchets (7 %) et les avions (2 %) .

Ce composé est très toxique, mais comme il s'oxyde dans l'air en Co₂ non toxique , il ne constitue un danger que dans locaux fermés (habitations utilisant des chauffages au fioul ou au gaz) et dans les garages .

On le trouve peu dans l'atmosphère ambiante, on effet néfaste peut cependant se faire senti dans les rues très fréquentées.Ce polluant est occasionnellement mesuré(Masclat ,2005).

En dehors des sources atmosphériques, on connait un certain nombre des sources naturelles comme les éruption volcaniques. En revanche, certaines bactéries du sol absorbent de quantités importantes de Co, constituant ainsi notablement à l'épuration de l'atmosphère. la capacité d'absorption du Co par le sol semble être supérieur à la production de ce polluant dans le même temps .

Le taux d'oxyde de carbone dans l'atmosphère est lié :

- A la généralisation des pots catalytique sur véhicule neufs et à la diminution de l'efficacité de ces pots catalytiques lors du vieillissement du véhicules .
- Aux réglages plus fins de la combustion dans les moteurs.
- A l'augmentation du parc de véhicules

A l'augmentation des embouteillage de circulation forçant les moteurs à allumage commandé, sans pot catalytique émettent le plus d'oxyde de carbone (Perrin , Pelletier , 1995) et (Gordon , Austin, 1992).

Des mesures effectuées dans les grandes villes ont montré que des concentrations de 50 ppm sont facilement atteinte. Des valeurs instantanées de pointe qui dépassent 250 ppm sont rencontrés dans les tunnels routier et dans les passages routiers souterrains . jusqu'à une longueur de 500 m le va et vient des voitures suffit à provoquer une ventilation suffisante , dès que le tunnel dépasse 500 m , il est nécessaire qu'il soit muni d'une ventilation puissante , pour remplacer peu de l'air neuf , l'air pollué par le gaz d'échappement des véhicules atmosphérique (Popescu , 1998) .

En pourcentage pour l'année 1987 , compte tenu de leur nombre en circulation , les voitures automobiles sont les véhicules qui émettent globalement le plus d'oxyde de carbone , tandis que les camionnettes émettent 05 fois moins d'oxyde de carbone . **Tableau 11** .

Tableau 11 :Oxyde de carbone demis en californie (Los Angele).

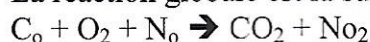
| | Emission % |
|-------------------------|-------------------|
| - Motocycles | 0,5 |
| - Combustion de fuel | 1,5 |
| - Combustion et gazole | 1,1 |
| - Combustion et essence | 8,8 |
| - Processus industriel | 0,2 |
| - Autres mobiles | 8,5 |
| - Processus pétrolier | 0,2 |
| - Camionnettes | 18,3 |
| - Voitures automobiles | 60,9 |

Source :Arques, 1998

■ **Rôle du Co dans le brouillard photochimique oxydant :**

Il a été démontré que le Co jouait un rôle déterminant dans l'accélération de la vitesse d'oxydation du No en No₂, caractéristique essentielle du brouillard photochimique oxydant.

La réaction globale est la suivante :



Le Co a longtemps a longtemps été considéré comme peu réactif, mais une réaction intermédiaire entre Co et OH a une énergie d'activation suffisamment faible pour qu'elle puisse déclencher d'autres réactions en chaînes dans l'atmosphère.

L'organisation mondiale de la santé (OMS) sur une base expérimentale édicte des normes sur recommandations sur l'exposition maximale à une atmosphère polluante en Co sont données dans le **tableau 12**

Tableau 12 : Recommandation de l'OMS relative au niveau d'exposition à Co.

| Période d'exposition | 10 - 15 mn | 1 H | 8 H |
|---|-------------------|------------|------------|
| Monoxyde de carbone mg/n m ³ | 100 | 30 | 10 |

Source :Arques, 1998

En ce qui concerne les normes à l'émission, elles sont dépendante de l'état du combustibles : 250 mg/Nm³ pour les solides, 170 mg/Nm³ pour les liquides et 100 mg/nm³ pour les gaz (Popescu et al.,1998).

7-1-4 Les particules :

Sous le nom de particules est désignées les poussières aussi bien les envols provenant de la combustion que les particules de série, de goudron, de fumée condensation de vapeur de métaux, des particules de ciment, d'amiante et aussi bien les produits résultant du traitement d'e d'effluents gazeux (So₂, Hcl etc...).

Les particules ainsi définies sont dites inertes, elles constituent un ensemble d'entités solides ou liquide et en suspension ou dans l'air, elles forment avec lui un aérosol (Gaz + particules en suspension). Elles se différencient par taille, nature chimique et leur origine (Chovin, Roussel, 1973).

7-1-4-1 Source des particules :

Les sources de particules sont innombrables, mais les plus importantes sont les poussières. Si l'on excepte les sources naturelles (volcans, poussières désertique, érosion des sols, végétation qui émet des pollens et des aérosols de composé terpéniques, feux de forêts, aérosols marins, micro-organismes etc... ce sont les sources anthropiques qui sont à l'origine de l'émission de particules **tableau 13** dans l'atmosphère. Ces sources peuvent se ventiler de la façon suivante :

Tableau 13 : Distribution granulométrique des particules selon les sources .

| Sources anthropiques | Catégorie de taille um |
|-----------------------------|------------------------|
| - Chaudières industrielles | 00,02 - 0,06 |
| - Feux urbains | 0,1 - 0,2 |
| - Suie | < 2,5 |
| - Echappement véhiculaire | 0,1 |
| - Echappement diesel camion | 0,2 |

■ Différents type de particules :

Globalement dans le cas particulier de poussières, on distingue :

- La poussière de taille importante, visible à l'œil nu, dont le diamètre dépasse quelques centaines de micron (um), à l'état libre, elles sont soumises aux lois de la pesanteur et chutent à une vitesse qui dépend de leur masse et de leur forme aérodynamique.

- les poussières de taille moyenne, d'un diamètre compris entre 1 et 100 um, qui se diminuent selon un trajet fonction de leur vitesse, qui est à son tour fonction de la masse volumique de la particule et de la viscosité de l'air. Elles sont d'origine naturelle, principalement émises par les processus mécaniques : vent de sable, embruns, broyage, concassage... Leur durée de vie dans l'atmosphère est très courte, de quelques minutes à quelques heures, et elles disparaissent par sédimentation directe (dépôt sec), ou par mécanisme inertiel. Elles jouent un rôle dans l'adoption des polluants gazeux. Parmi les processus biologiques, il y a la dispersion des spores et les pollens.

- Les poussières de petites taille, d'environ 1 um ont une vitesse de sédimentation faible : dans une pièce où règne une activité normale.

La sédimentation des particules est quasiment impossible, elles représentent plus de 99 % de l'ensemble des particules de l'air.

Ces particules en suspension peuvent être émises par les procédés de combustion et industrielle, et peuvent aussi résulter de condensation. Leur temps de séjour dans l'atmosphère est plus long, de quelques heures à quelques jours, d'une façon générale, le temps de séjour

moyen de l'aérosol atmosphérique est d'une semaine . Elles jouent un rôle essentiel dans la physico-chimie de l'atmosphère (Hanin, 1996)

Tableau 14 : Distribution granulométriques des particules selon les sources.

| | |
|---------------------------------------|-----------------------|
| Sulfates | <2,5 |
| Nitrate | >2,5 |
| Composés organiques | <2,5 |
| Feux de biomasse | <2,5 |
| Source naturelle | Catégories de tailles |
| Poussières du sol | >10 |
| Sels de mer | >2,5 |
| Poussières volcaniques | >2,5 |
| Aérosols organiques primaires | >2,5 |
| Sulfates (biogéniques et volcaniques) | <2,5 |
| Nitrates | >2,5 |
| Matière organique biogénique | <2,5 |

■Transport des particules :

La distance de transport des particules dépend de leur taille est de leur densité.

Les particules grosses et lourdes ont tendance à se sédimenter rapidement d'où leur nom : particules sédimentables . Les particules fines ont un comportement qui s'apparente à celui des gazes et ne sédimentent pratiquement pas , elles sont appelées particules en suspension .

Par conséquent , les particules sédimentant rapidement subissent un transport de l'ordre de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres depuis leurs sources d'émission . tandis que certaines particules fines peuvent faire plusieurs fois le tour de la terre , à titre d'exemple l'éruption du Pinatubo a donné lieu à l'émission de particules dont certaines sont restées pendant des années en suspension .

Les vitesses de chute peuvent être estimées en fonction du diamètre des particules. **Tableau 15**

Tableau 15 : Ordre de grandeur de vitesses de chute des particules.

| Diamètre aérodynamique ug | Vitesse de chute m/jour |
|---------------------------|-------------------------|
| 0,1 | 0,01 |
| 0,25 | 0,04 |
| 0,5 | 0,1 |
| 2,5 | 1, |
| 5 | 10, |
| 10 | 30, |
| 20 | 100 |

Une particule qui tombe librement dans l'atmosphère, atteint une vitesse de chute limite, est caractérisé par un temps de chute théorique de 2m , selon le **tableau16** , ces

caractéristiques dépendant de plusieurs facteurs fonction de la nature des particules et des paramètres de l'air :

Tableau 16 : Vitesse terminale et temps théorique de chute pour parcourir 02 m de quelques particules

| Type de particule | Diamètre équivalent moyen (μm) | Vitesse limite (cm/s) | Temps de chute sur 2 m |
|-------------------|---|-----------------------|------------------------|
| Aérosol | 0,25-50 | 0,003-10 | Infini |
| Bactéries | 1 | 0,005 | 16 heures |
| Squames cutanées | < 5 | <0,1 | > 5 heures |
| Pollens | 5-30 | 0,1 – 1 | qq.heures -qq min |
| Cheveux humains | 10-100 | 1 – 30 | 15 min 7 s |
| poussières | 30-200 | 5 – 120 | 40 s-1,6 s |
| | > 100 | > 50 | 6 s |

■Propriétés spécifiques des particules :

Une des propriétés les plus intéressantes des particules est la sédimentabilité , qui caractérise la retombée des poussières au sol . Les facteurs qui gouvernent la sédimentabilité sont les suivant :

- Etat de turbulence de l'atmosphère,
- Vitesse du vent
- Altitude d'émission
- Vitesse ascensionnelle verticale d'émission
- Masse et taille des particules

La trajectoire d'une particule, dans un courant gazeux, est la résultante de toute les forces qui vont s'exercer sur elle : la pesanteur, les effets électrostatique dus à la présence des charges électriques à sa surface, la direction des filets d'air, le gradient thermique, le mouvement brownien par impact avec les molécules de gaz, etc (Caniard , 1996)

■Effet sur l'homme :

Les particules peuvent être « précipitées » sur une surface froide par l'effet du gradient thermique et de la grande tension superficielle. Sur la surface des particules inerte peuvent être absorbés des substances toxiques et des germes vivants présents dans l'air.

Lorsque les particules sont inhalées, elles sont filtrées sélectivement par le système respiratoire de la manière suivante :

- Au niveau des fosses nasales sont retenues les particules supérieures à 7 μm .
- Au cours de la traversée de l'axe trachéo-bronchite, les cils retiennent les particules de taille comprise entre 7 et 3 μm .
- Au niveau du poumon parviennent les particules inférieures à 3 μm où seules celles inférieures à 2 μm pénètrent dans les espaces respiratoires.
- Dans les alvéoles sont retenues celle inférieures à 1 μm (Brown, 1992).

7-1-5 Les métaux lourds

L'expression « métaux toxique » convient mieux que celle habituellement de « métaux lourds ». Elle englobe l'ensemble des métaux présentant un caractère toxique pour la santé et l'environnement : plomb (Pb), mercure (Hg), arsenic (As), Cadmium (Cd), Nickel (Ni), Zinc (Zn), manganèse (Mn) ...etc.

Avec les efforts répétés pour limiter les rejets des métaux lourds, ceux-ci sont devenus un élément mineur de la pollution atmosphériques par rapport à d'autres constituants tels que les oxydes de carbone (CO₂), D'azote (NO₂) et de soufre SO₂ ...

Mais l'homme inhale 20 m³ d'air pur, aussi les rejets des métaux toxiques, même lourds doivent être considérés avec attention .

Les métaux se caractérisent par leur persistance, leur toxicité et leur pouvoir d'accumulation dans le milieu naturel. de plus , ils peuvent être transportés dans l'atmosphère et se dépose dans des régions éloignées du lieu d'émission tels que l'Afrique.

Pour cela , leur toxicité est signalée dans divers documents : arrêtés , directives européennes conventions internationaux OMS ...etc.

7-1-5-1 Origines et volume des émissions :

Des millions de tonnes de minerais contenant des métaux sont extraites chaque année du sol et ensuite dispersées dans la biosphère. La circulation croissante des métaux toxiques à travers les sols, l'eau et l'atmosphère, et leur passage inévitable dans la chaîne alimentaire constituent un problème qui entraîne des risques de santé inconnus pour les générations futures.

Les émissions sont le plus souvent sous forme de particules solides à teneurs variables en métaux, de granulométries également très variables, parfois sous forme gazeuse (méthylmercure, métaux carbonyle).

La granulométrie est une donnée capitale car elle conditionne la durée de séjour dans l'atmosphère. Les particules de l'ordre du micromètre, par exemple, peuvent voyager à des centaines de kilomètres, comme le prouve la présence de plomb, (dont l'origine automobile ne fait aucun doute), dans les glaces du Groenland.

L'état chimique du métal influe grandement sur la toxicité. L'état 6 du chrome correspond, par exemple, à son état le plus toxique. Le chlorure mercurieux (Hg⁺¹) est un purgatif et le chlorure mercurique (Hg⁺²) est un toxique violent.

On calcule les émissions en évaluant les facteurs d'émissions, avec de très larges fourchettes d'incertitude (**tableau 17**). Ils représentent la quantité d'émissions par tonne de minerais (charbon, pétrole, etc.) ou par tonne de produit fabriqué, exprimées en valeur médiane

Tableau 17 : Valeurs médianes des émissions des métaux lourds de sources naturelles et anthropogéniques

| <i>Sources</i> | <i>Émission, t/an</i> | | | | |
|--|-----------------------|---------------|---------------|----------------|----------------|
| | Cr | Cu | Ni | Pb | Zn |
| Combustion du charbon | 11 275 | 5 005 | 13 763 | 8 158 | 11 101 |
| Combustion du pétrole | 1408 | 1959 | 27 065 | 2 419 | 2 159 |
| Métallurgie des métaux non ferreux | | 26 738 | 8 781 | 49 085 | 71 572 |
| Production secondaire des métaux non ferreux | | 110 | | 765 | 855 |
| Sidérurgie | 15 620 | 1492 | 3 568 | 7 633 | 19 525 |
| Incinération de déchets | 1 139 | 1 575 | 364 | 2 370 | 5 900 |
| Engrais phosphatés | | 411 | 411 | 165 | 4 110 |
| Industrie de ciment | 1 335 | | 490 | 7 129 | 9 790 |
| Combustion du bois | | 900 | 1200 | 2100 | 3 600 |
| Sources mobiles | | | | 248 030 | |
| Divers autres | | | | 4 000 | 3 254 |
| Total émissions anthropogéniques | 30 777 | 38 189 | 55 642 | 331 854 | 131 866 |
| Total émissions naturelles | 44 000 | 28 000 | 30 000 | 12 000 | 45 000 |

Source : Azimi, 2004

Un grand nombre des métaux sont émis par la combustion du charbon : Cd, As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, V et Zn. La combustion du pétrole conduit à des émissions riches en vanadium et nickel, que l'on trouve essentiellement dans les fractions non distillables, composantes des fuels lourds.

Une autre source importante est l'incinération des déchets ménagers et de certains déchets industriels.

Le **tableau 18** permet de constater l'évolution extrêmement rapide des sources d'émission et des quantités émises au cours des dix dernières années. Pendant longtemps, l'automobile a été la principale source d'émission du plomb dans l'air. Cette particularité a disparu. L'industrie est à l'origine de la plus grande part des émissions, tous métaux confondus. Les efforts de réduction d'émission ont porté leurs fruits : les émissions de mercure ont diminué de 20 %, les émissions de plomb ont chuté de 90 % après l'interdiction du plomb dans l'essence.

**Tableau 18 : Evolution et origines des émissions de métaux lourds dans l'air
En France**

| | Evolution en tonnes | | | | Répartition en % (en 1998) | | | |
|--------------|---------------------|-------|-------|-------|----------------------------|-----------|-----------|--------|
| | 1990 | 1995 | 1998 | 2002 | Energie | Industrie | transport | Autres |
| Arsenic (As) | 24,1 | 21 | 22,3 | 18,5 | 6 % | 93% | | 1 % |
| Cadmium (Cd) | 15,7 | 13,4 | 14 | 14,1 | 1 % | 86% | | 13 % |
| Chrome (Cr) | 376 | 194 | 240 | 256 | 1 % | 99 | | |
| Cuivre (Cu) | 92,3 | 90,4 | 91,4 | 90,8 | 3 % | 35% | 60% | 2 |
| Mercure (Hg) | 43,4 | 37,5 | 36,2 | 33,8 | 9 % | 85 % | | 6 |
| Nickel (Ni) | 280 | 229 | 225 | 218 | 48% | 47% | | 5 % |
| Plomb (Pb) | 4.576 | 1.605 | 1.190 | 387 | | 27% | 72% | 1 |
| Séniou (Se) | 10,8 | 11,2 | 12 | 12,1 | 6 % | 92% | | 2 % |
| Zinc (Zn) | 1.938 | 1.297 | 1.505 | 1.570 | 1 % | 97% | | 2 % |

Source CITPEA , 2000

7-1-5-2 Effet des métaux lourds :

L'indicateur biologique du niveau de la pollution par les métaux lourds est l'existence d'escargots. Ils sont utilisés comme animaux sentinelles pour évaluer l'état d'un site pollué. Plus particulièrement, pour le plomb, les lichens sont des indicateurs biologiques. Le dosage du plomb dans les lichens transplantés près d'une voie de circulation peut montrer l'intensité de la circulation.

La toxicité totale de tous les métaux mobilisés chaque année excède la toxicité globale de toutes les pollutions radioactives et organiques réunies d'une année, exprimée par la quantité d'eau qui serait nécessaire pour diluer ces toxiques à des concentrations compatibles avec les normes de qualité de l'eau potable.

Le mercure étant l'un des métaux les plus toxiques de l'environnement, il a des effets importants sur l'écosystème, même à de faibles concentrations. Le cycle global du mercure dépend de sa forme chimique, des interactions avec les organismes et des conditions du milieu abiotique.

Le méthyle-mercure, la forme la plus toxique, se bioaccumule par un facteur de 10 à 107 fois dans la chaîne alimentaire.

99 % du mercure atmosphérique se retrouve sous forme élémentaire Hg (0) et 1 % sous forme particulaire. La déposition humide contient principalement.

Les formes mercurielles atmosphériques peuvent subir plusieurs transformations avant de retourner par les précipitations ou par désorption vers le sol et les eaux de surface.

Le plomb organique est un poison du système nerveux et le plomb minéral est la cause du saturnisme. maladie professionnelle.

Les intoxications par le cadmium et ses composés sont dues généralement à l'ingestion d'aliments contaminés. Une intoxication chronique est précédée d'une période d'imprégnation où l'on constate souvent l'apparition d'une « bague dentaire jaune cadmique ».

Le nickel et ses composés peuvent provoquer des dermatites eczématiformes récidivantes par contact répété.

Le béryllium et ses composés donnent des lésions de la peau et des muqueuses. En pénétrant sous les téguments par une blessure plus ou moins importante, il peut conduire à la formation des granulomes qu'il faudra exciser.

L'exposition aux aérosols ou fumées de sels de zinc, particulièrement de chlorure de zinc, peut être à l'origine d'irritations des muqueuses respiratoires et gastro-intestinales. L'affection la plus fréquemment observée est due à l'inhalation de fumées d'oxyde de zinc responsable de la « fièvre des fondeurs », qui peut survenir après découpage au chalumeau de tôles galvanisées dans un local confiné.

7-1-5-3 Réglementations :

Les directives européennes du 8 juin 1989, concernant les installations nouvelles d'incinérations de déchets urbains, et du 21 juin 1989, concernant les installations existantes, se retrouvent dans l'arrêté français du 25 Janvier 1991, relatif aux installations d'incinération de résidus urbains.

Les valeurs limites sont de plus en plus sévères, ce qui exige des traitements de gaz issus de l'incinération. Dans le **tableau 19**, sont données les valeurs limites d'émission, en mg/Nm³, en fonction de la capacité nominale de l'installation d'incinération.

Les législations sont encore majoritairement liées à la concentration totale du métal présent dans le milieu. Bien que le rôle des formes chimiques de certains métaux (méthylmercure, tributylétain, degrés d'oxydation de certains métaux, etc.) soit bien compris et reconnu.

Tableau 19 : Normes d'émission en mg/Nm³, en fonction de la capacité nominale de l'installation d'incinération

| Polluant | Capacité nominale (CN), tonnes/heure | | |
|--------------------|--------------------------------------|------------|--------|
| | < 1 | 1 ≤ CN < 3 | CN ≥ 3 |
| Poussières totales | 200 | 100 | |
| Métaux lourds | | 5 | 5 |
| - Ni + As | - | 1 | 1 |
| - Cd + Hg | - | 0,2 | 0,2 |
| HCl | 250 | 100 | 50 |
| HF | - | 4 | 2 |
| SO ₂ | - | 300 | 300 |

7-2- Polluants secondaire :

7-2-1 L'Ozone :

La quantité totale d'ozone présente dans l'atmosphère est très faible (environ 1 molécule pour 2 millions de molécules d'oxygène) mais elle suffit à protéger la terre des rayonnements nocifs du soleil (Ultraviolets B). L'ozone se répartit verticalement dans l'atmosphère. Sa concentration maximale se situe vers 25 km d'altitude et forme ce qu'il convient d'appeler "la couche d'ozone". Produit surtout en zone équatoriale, il se répand autour du globe terrestre jusqu'aux pôles où il s'accumule, atteignant une concentration moyenne supérieure à celle de l'équateur d'où il provient (**Flavin, Tunali, 1996**).

Si on regroupait la quantité totale d'ozone présent dans la stratosphère dans une seule couche d'ozone pure, cette couche aurait à peu près 3 millimètres d'épaisseur.

La couche d'ozone agit comme un filtre en orientant une partie des rayonnement ultraviolets (U v) du soleil tout en laissant la lumière et la chaleur nécessaire à la vie sur terre.

La quantité totale d'ozone fluctue au cours des saisons au dessus des pôles (diminution pendant la nuit polaire de Juin à octobre et augmentation brusque début Novembre).

Ce sont les émissions gazeuses dues à l'activité humaine qui dégradent la couche d'ozone stratosphérique. Les principaux responsables sont les hydrocarbures halogénés dont les plus connus sont les CFC (Chlorofluorocarbures) que l'on utilisait dans les bombes aérosols et les équipements de réfrigération. D'autres polluants interviennent aussi dans cette destruction de la couche d'ozone dont les oxydes d'azote.

Bien que le phénomène de destruction soit réel, il est impossible encore aujourd'hui de certifier l'origine exacte de cette destruction. Si certains chercheurs mettent en cause les polluants liés à l'activité humaine, les polluants des gaz d'échappement des véhicules à moteur (oxydes d'azote, monoxyde de carbone, hydrocarbures) sont les premiers responsables de sa formation. Les processus chimiques de sa formation sont complexes car selon les proportions de polluants "précurseurs" présents, ce sont des réactions de destruction ou de production qui

sont favorisées. A cause de ces réactions perpétuellement en équilibre, la concentration en ozone dans les zones de circulation intense est souvent plus faible qu'en périphérie. Cela ne signifie pas pour autant que l'air des villes est plus sain car d'autres polluants prennent sa place.

7-2-2 Sources d'ozone :

Les polluants gazeux anthropiques ne constituent pas la seule source d'ozone. Tous les COV, y compris les COV naturels, participent au bilan de ce gaz. Tout d'abord le méthane qui s'oxyde en CO puis en CO₂. Ce processus de combustion photochimique implique le NO, et les COV émis par les plantes et les arbres, tels que l'isoprène. Il en résulte aussi une production d'ozone.

- Combustion de la biomasse :

Les combustions de bois et d'herbes conduisent à la formation d'ozone. Lors des eu de forêts et de savane, de grandes quantités d'hydrocarbures et d'oxydes d'azote sont mues. La formation d'ozone est donc importante. Elle est particulièrement forte en zone tropicale de savane où la lumière est intense. Mais elle est non négligeable lors des feux de forêts boréales qui couvrent parfois une grande superficie en été, notamment en Sibérie, aux USA et au Canada (Stephan et al.,2001).

- Respiration des plantes : I

Les arbres respirent par leurs feuilles. Les arbres à feuilles caduques (chêne, hêtre, etc..) émettent de l'isoprène notamment en période de végétation. Les conifères émettent des mono terpènes. Ces gaz comportent des doubles liaisons et sont donc très réactifs. La formation d'ozone est aisée, pour autant que la quantité d'oxydes d'azote ne soit pas négligeable.

7-2-3 Propriétés physico-chimique de l'ozone :

Sa masse M = 48 , son poids est de P = e,141 g/l ; sa densité d = 1,655 ; sa température critique = 31,3°C ; sa température de fusion = - 56,7 °C ; sa température d'ébullition = - 78,5 °C .

L'Ozone est une molécule formée par 3 atomes d'oxygène , ce qui fait de lui un oxydant puissant dont on se sert comme désinfectant de l'air de l'eau . Il faut une grande énergie pour le fabriquer .

Plusieurs mécanismes contribuent à sa formation .Le plus souvent , la molécule d'ozone se forme par combinaison d'une molécule d'oxygène (composée de deux atomes d'oxygène , avec un autre atome d'oxygène déjà libérée lors d'une réaction chimique ou photochimique ayant nécessité à la lumière ultraviolette .

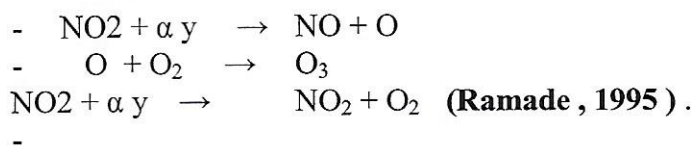


Cet ozone est un polluant dit « secondaire ». Il résulte généralement de la transformation chimique dans l'atmosphère de certains polluants dit « primaires » en particulier NO_x, sous l'effet des rayonnements solaires.

Les mécanismes réactionnels sont complexes et les plus fortes concentrations d'O₃ apparaissent l'été, en périphérie des zones émettrices des polluants primaires, puis peuvent être transportées sur de grandes distances.

L'ozone se forme par le dioxyde d'azote selon la réaction $\text{NO}_2 + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO} + \text{O}_3$

Nous donnerons ci-dessous un bref aperçu sur la dissolution photochimique que NO_2 subit, le mécanisme de cette dissociation est le suivant :



7-2-4 Bilan global de l'ozone au niveau planétaire :

Au niveau global, ce bilan se présente tout à fait différemment de celui des zones urbaines polluées. Seules comptent les injections en provenance de la stratosphère et les pertes par dépôt au sol. Globalement, l'excès d'ozone des villes est négligeable, d'autant que l'ozone finit par se dégrader. Donc globalement la concentration d'ozone troposphérique est invariable, même si on observe des variations spatio-temporelles importantes. Les pointes de pollution d'ozone ne s'observent qu'aux alentours des centres urbains. La concentration de ce polluant est comprise entre 40 et 100 ppb, dans la troposphère générale. Les variations saisonnières s'expliquent par des phénomènes de transport à moyenne et à grande échelle.

7-2-5 Effets de l'ozone sur les êtres vivants :

7-2-5-1 Effets sur l'homme :

Pour des concentrations inférieures à 390 $\mu\text{g/ppm}$ d'ozone, pendant des périodes prolongées, aucun effet n'a été observé. Le niveau à partir duquel une irritation du nez et de la gorge apparaît semble se situer aux alentours de 590 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,3 ppm). Des concentrations de 980 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,5 ppm) ont entraîné une diminution de 20 % du volume d'air expiré au cours d'un effort, mais cette modification de la fonction respiratoire ne s'est pas poursuivie après un certain temps de repos.

Pour des expositions de courtes durées, les expérimentations ont démontrées que des concentrations jusqu'à 780 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,4 ppm) pendant une heure ne produisaient pas d'effets, que des concentrations de 980 à 1 960 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,5 à 1 ppm) pendant une période de 1 à 2 heures produisaient des modifications de la fonction pulmonaire (décroissance de la capacité vitale et du Volume d'air expiré au cours d'un effort) et que des concentrations de 1 960 à 5 900 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1 à 3 ppm) pendant 2 heures étaient intolérables, et induisaient une inaptitude à coordonner les mouvements.

L'ozone irrite les membranes et les muqueuses des yeux, du nez, du larynx et des voies respiratoires profondes et peut provoquer des sensations d'oppression respiratoire. Ces gênes peuvent apparaître sous une forme plus ou moins atténuée. Plus la concentration d'ozone est élevée, plus grande est la proportion de la population affectée et la gêne ressentie importante. Il existe cependant de grandes variations de sensibilité entre les individus (les enfants, les personnes âgées et celles qui sont atteintes d'affections respiratoires (asthme, allergies...) sont les plus vulnérables). La réponse de l'organisme humain à l'ozone dépend de trois paramètres : le niveau d'exposition, le volume d'air inhalé étroitement corrélé à l'activité physique et la durée de l'exposition. A titre préventif, il est recommandé aux populations les plus sensibles

d'éviter tout exercice de plein air nécessitant un effort physique inhabituel et soutenu qui ont pour effet d'augmenter le volume d'air inhalé et donc la quantité d'ozone respirée.

Les symptômes les plus fréquemment observés sont des irritations oculaires et des symptômes respiratoires (toux, gêne respiratoire, douleurs thoraciques, irritations nasales et pharyngées). Il peut exister aussi une réduction des performances ventilatoires. En cas d'exposition unique, ces manifestations sont réversibles en 24 heures. Elles sont majorées si l'exposition est répétée dans les 24 heures. L'existence d'effets à long terme a été peu étudiée. Néanmoins, on peut redouter le développement de lésions séquellaires respiratoires surtout en cas d'expositions répétées au cours de l'année.

Il a été montré que le niveau de fond de la concentration en ozone augmentait régulièrement. Des concentrations au sol nocives pour la santé peuvent être observées, en particulier en périphérie des centres urbains (Jorres, et al., 2000).

7-2-5-2 Influence de l'ozone sur la végétation

Les photo oxydants comme l'ozone est responsable des cas de brûlure entraînant des décolorations ou des brunissement se traduisent par de petite tâches de nécroses réparties sur la face supérieure de feuilles (selon la sensibilité de l'espèce à l'ozone) pouvant ainsi détruire la couche cubulaire qui protège les feuilles , comme il peut attaquer les vaisseaux transporteur de la sève et détruit les tissus .

Au cours de la décennie 70, l'apparition d'une dégénérescence, pour certains arbres, dans les forêts européennes, et de maladies de la pierre touchant certains des édifices, a été attribuée aux pluies acides. Ces pluies acides sont générées par les gaz comme le dioxyde de soufre ou par les oxydes d'azote se transformant, par réaction chimique dans l'humidité de l'air, respectivement en acides sulfurique et nitrique. Plus récemment, des travaux ont montré l'action de l'ozone sur l'évolution des plantes. Actuellement, il est estimé que le dépérissement de certaines espèces résulte d'un facteur déclencheur lié aux conditions climatiques .

L'ozone est diffusé vers les campagnes à partir des centres urbains sous l'action du vent, il entre en contact avec la surface de la végétation en franchissant par diffusion laminaire la couche limite d'air collée à cette surface. Les effets de l'ozone sur la végétation se traduisent par l'apparition de petites taches de nécrose réparties sur la face supérieure des feuilles, selon la sensibilité de l'espèce à l'ozone. La végétation dépérit sous l'effet de la pollution et son cycle est raccourci.

Toutes les plantes ne présentent pas la même sensibilité à la présence d'ozone dans l'atmosphère. Certaines espèces, comme le tabac, sont très sensibles. Parmi elles, certaines variétés sont utilisées comme marqueur de la présence d'ozone. Selon leur sensibilité, les différentes espèces usuelles sous nos climats peuvent être classées en trois catégories

a/ Espèces sensibles

Avoine, azalée, blé, épinard, haricot, lilas, mélèze, melon, merisier, noyer, oignon, orge, pin de Monterey, pin noir d'Autriche, pomme de terre, radis, sarrasin, seigle, soja, sorbier des oiseaux, sycomore, tabac, tomate, trèfle, troène, tulipier.

b/ Espèces moyennement sensibles

Carotte, chêne des marais, chou, concombre, endive, érable, forsythia, mélèze du Japon,

millepertuis, pois, persil, pin, pin sylvestre, rhododendron, sorgho.

c/ Espèces peu sensibles

Abricotier, acacia, betterave, bouleau, buis, buisson ardent, chêne, chêne rouge, épicéa commun, érable à sucre, fraisier, fusain, genévrier, hêtre, houx, laitue, menthe, pêcher, poirier, sapin du Colorado ou douglas, thuya du Canada, tilleul a petites feuilles.

Les plantes adaptées a la sécheresse limitent les échanges gazeux avec l'atmosphère, les pertes en eau, et ont un métabolisme qui est différent de celui des plantes pour climat tempère. Les plantes sensibles a l'action de l'ozone ont une fermeture des canaux de communication (stomates) de la plante avec l'extérieur plus lente que les plantes résistantes, pour lesquelles ces canaux se ferment rapidement. C'est cette vitesse de fermeture des stomates qui permet a plus ou moins d'ozone de pénétrer a l'intérieur de la plante. La plante réagit ensuite selon sa sensibilité. Généralement, la présence de polluants favorise (l'implantation de parasites ou de maladies sur la plante, lesquels a leur tour, favorisent l'influence de ces polluants) (Semadi et Deruelle, 1993)

7-2-6 La stratégie de contrôle de l'ozone :

Les réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique s'équipent progressivement de matériel de mesure de l'ozone. Le développement de ces réseaux est indispensable pour répondre aux obligations imposées par la directive CEE du 21 septembre 1992. Celle-ci prévoit en effet des procédures d'information et d'alerte de la population lorsque certains seuils de concentration sont dépassés.

La stratégie, établie pour les zones urbaines des pays développés, prend en compte les éléments suivants (**Figure**)

- mesure de la pollution dans les réseaux
- prise en compte de la météo
- modélisation et prévision
- intervention éventuelle sur les industries et sur la circulation routière.

Elle met en jeu les industriels, les pouvoirs publics (par l'intermédiaire du préfet) et les réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique.

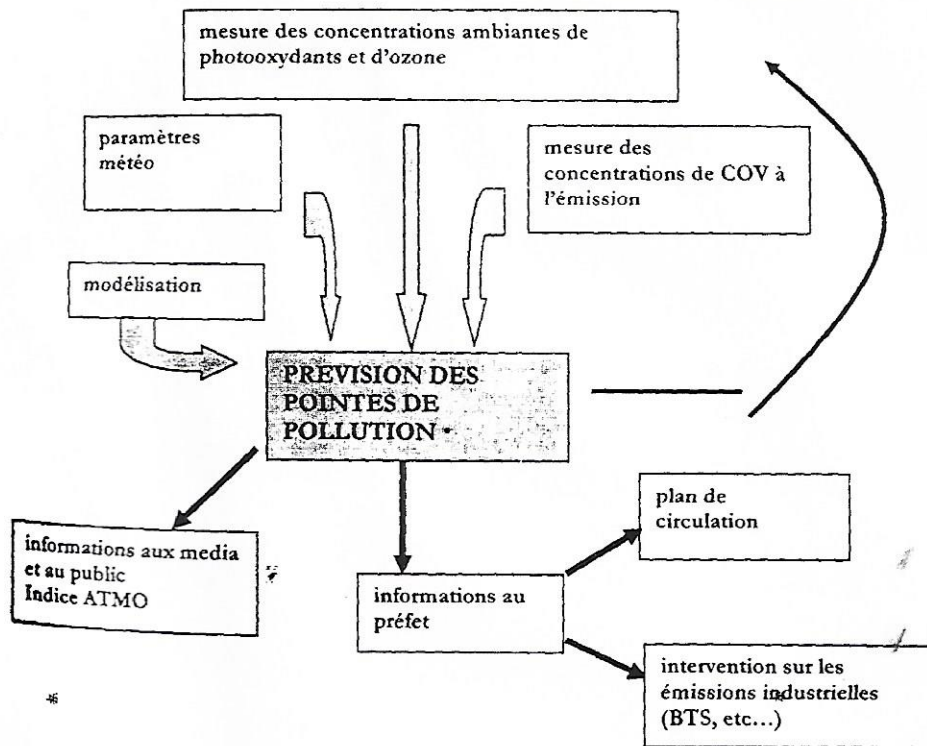


Figure 10 : stratégie de contrôle de l'ozone

Source : (Hurtaekj, 1993)

Les normes française sont actuellement les suivantes : 180 ug/m^3 (normes classique) et 110 ug/m^3 sur 08 heures (c'est l'objectif de qualité) .

Par ailleurs, il existe des seuils d'informations gradués (exprimés en ug/m^3) . En fonction de la gravité de la situation.

- 1- Pour un seuil de 130 ; il faut informer les services administratifs et techniques.
- 2- Pour un seuil de 360 , il faut alerter la population . .(Blieffert et al.,2001).

Chapitre III : Généralités sur la pollution acide

1- Définition

Une certaine partie des polluants émis en zone industrielles retombe à proximité immédiate ou à des distances intermédiaire (10 à 200km), ces dépôts se font surtout sous forme sèche sans changement de forme chimique, ils sont appelés donc : « les dépôts secs ».

Les polluants qui ne sont pas dispersés tout de suite sont entraînés par les vents sur des distances beaucoup plus importantes de l'ordre de quelques milliers de km.

Ils subissent alors des transformations chimiques très complexes, les oxydes de soufre et d'azote se retrouvent ainsi sous forme de sulfates ou de nitrates soit dans les nuages ou dans les pluies « dépôts humides ».

Ils convient de préciser de suite que le terme « **pluie acide** » couramment employée est incorrecte et qu'il serait préférable de parler de « **dépôts acides** ».

En effet, les pluies en lessivant les gaz et les particules contenues dans l'atmosphère constituent un excellent véhicule pour les polluants, mais elles ne sont pas seules et les dépôts secs contribuent eux aussi à l'acidité totale,

Par commodité, nous utiliserons les termes dépôts acides ou retombées acides (**Chovin et al., 1973**).

Ainsi on peut dire donc la pollution acide englobe, les dépôts humides et secs . Et on la définit: (elle est due à la transformation des oxydes de soufre et des oxydes d'azote rejetés dans l'atmosphère en sulfate et nitrates voir en acide sulfurique et nitrique rarement Des acides tels que acide fluorhydrique et acide chlorhydrique qui s'incorporent aux nuages) (**Ministère de l'environnement, 1985**).

2- Les différents polluants acides

2-1 Le dioxyde de soufre SO₂

2-1-1 Principales sources :

2-1-1-1 Les sources naturelles :

Le sulfure d'hydrogène (H₂S) provenant de la décomposition naturelle de la végétation sur les sols, dans les marécages et dans les océans est probablement oxydé au cours du temps en formant du dioxyde de soufre. (**J.Martin, 1988**).

Les éruptions volcaniques et les feux de forêts constituent également des sources naturelles d'exposition de l'environnement au dioxyde de soufre.

2-1-1-2 Les sources artificielles

Le SO₂ provient principalement de l'utilisation des combustibles fossiles (75 à 85 %) (charbon, fiouls,..), au cours de laquelle les impuretés soufrées sont oxydées par l'oxygène de l'air en SO₂, ce polluant gazeux est ainsi rejeté par multiples petites sources tels que les

installations de chauffage domestique, les véhicules à moteur diesel et par des sources ponctuelles plus importantes tels que les centrales électriques, certains procédés industrielles produisant des effluents soufrés (production d'acide sulfurique), raffinage de pétrole, ...

Le SO₂ est considéré comme étant un polluant industrielle et urbain , toute fois les régions situées sous les vents d'établissement industrielle émetteurs présentes des taux de pollution soufrée plus élevés.

2-1-2 Caractéristiques physico-chimiques :

Composé d'un atome de soufre et de deux atomes d'oxygène , le dioxyde de soufre est un gaz dont la composition physico-chimique est la suivante : **Tableau20**

Tableau20 : Paramètre physico-chimique du SO₂

| Paramètres | valeurs |
|--|--|
| Facteur de conversion (dans l'air à 20 °C) | 1 ppm = 2,66 mg/m ³ 1 mg/m ³ = 0,38 ppm |
| Seuil affectif (ppm) | = 0,5 |
| Masse molaire (g/mole) | 64,06 |
| Point d'ébullition (°C) à pression normale | 10,00 |
| Pression de vapeur (Pa) | 3,2.10 ⁵ |
| <u>Densité</u> | |
| - Vapeur (par rapport à l'air) | 2,21 |
| - Solide | 1,38 |
| Tension superficielle (N/m) | 2,86.10 ⁻² à 10 °C |
| Viscosité dynamique | 3,68.10 ⁻⁴ à 0 °C |
| Solubilité (ml/l) dans l'eau . | 1,13 . 10 ⁵ à 20 °C |

Source : J.C .Prager , 1995

2-1-2-1 Dans l'eau :

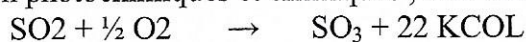
Le dioxyde de soufre est très soluble dans l'eau, il est oxydé en ions sulfates dans les océans. Cette réaction est plus lente en eau douce.

2-1-2-2 Dans les sols :

Le dioxyde de soufre est plus ou moins absorbé dans les sols , en fonction du PH et de la composition du milieu .

2-1-2-3 Dans l'air :

Le dioxyde de soufre est majoritairement sous forme gazeuse , c'est un gaz sans couleur appartenant à la famille des gaz appelés le dioxyde de soufre (SO₂) , suite aux réaction photochimiques et chimiques , il se transforme en anhydride sulfurique (SO₃).

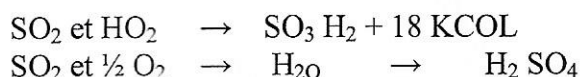


2-1-3 Persistance du SO₂

2-1-3-1 Dégradation abiotique :

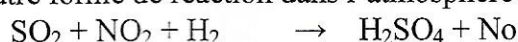
Dans l'air, le SO₂ est oxydé, le jour à une vitesse de 0,5 à 5 % par heure. Sa demie vie est estimée entre 3 et 5 heures (OMS, 1979)

En phase aqueuse (gouttelettes, nuages, pluie) il se transforme en :



La vitesse de réaction du SO₂ est estimée entre 0,08 et 02 % par heure (ASTDR, 1998).

Une autre forme de réaction dans l'atmosphère contaminée



2-1-3-2 Biodegradation:

Les processus abiotiques de dégradation et de transformation physico-chimique du SO₂ sont suffisamment rapides pour rendre l'étude de la biodégradation peu pertinente vis-à-vis de sa persistance dans l'environnement.

L'année 2004 représente avec 484 kt de SO₂ le minimum jamais atteint depuis plus de 40 ans. Entre 1980 et 2004, les émissions ont baissé de 85% (-2 732 kt) alors qu'entre 1990 et 2004, cette baisse est moins marquée (-849 kt soit -64%). De plus, l'ensemble des secteurs est concerné par cette réduction.

Depuis 1980, cette forte diminution s'explique par :

- la baisse des consommations d'énergie fossile suite à la mise en œuvre du programme électronucléaire,
- Les actions mises en place visant à économiser l'énergie,
- Les dispositions réglementaires environnementales mises en œuvre,
- Les récents progrès réalisés par les exploitants industriels en faveur de l'usage de combustibles moins soufrés et l'amélioration du rendement énergétique des installations.

Cependant, les années 1991 et 1998 constituent des épiphénomènes liés à la conjoncture climatique (années plus froides) et technique (moindre disponibilité du nucléaire ou forte vague de froid nécessitant de recourir davantage aux énergies fossiles). Ceci montre la sensibilité des émissions à ce paramètre notamment pour le secteur de la transformation d'énergie.

La tendance de fond, orientée à la baisse, devrait se poursuivre au cours des prochaines années avec la mise en œuvre de réglementations visant à sévérer les valeurs limites d'émission des grandes installations de combustion notamment en diminuant la teneur en soufre de combustion liquide, en particulier celle de gazole à partir de 2005, ceci est compatible avec l'objectif assez contraignant prévu pour 2010 par la directive plafond nationaux d'émissions nécessitant une réduction des émissions d'environ 20 % par rapport au niveau actuel (CITEPA, 2006).

2-1-4 Normes de dioxyde de soufre (SO₂)

2-1-5 Normes Européenne :

D'après les décrets n° 2002-213 du février 2002, les valeurs recommandées sont selon le **tableau21**

Tableau21 : valeur limites d'émission du SO₂.

| Valeur limites | Objectifs de qualité | Seuilde recommandation et d'information du public | Seuils d'alerte | Valeurs limites pour les écosystèmes |
|--|---|--|--|---|
| <p>En moyenne annuelle</p> <p>(Pour les écosystèmes) 20 µg/m³</p> <p>En moyenne journalière :</p> <p>125 µg/m³ à ne pas dépasser plus de 0,8 % du temps.</p> <p>Enmoyenne horaire :</p> <p>410 µg/m³ à ne pas dépasser plus de 0,3 % du temps.</p> | <p>En Moyenne annuelle</p> <p>50 µg/m³</p> <p>En moyenne horaire :</p> <p>150µg/m³ en 2005</p> | <p>En moyenne horaire</p> <p>350 µg/m³</p> | <p>En moyenne horaire</p> <p>500 µg/m³ à ne pas dépasser 3 heures consécutives</p> | <p>En moyenne annuelle</p> <p>20 µg/m³ et 20 µg/m³ en moyenne sur la période du 1^{er} Octobre-31 mars</p> |

2-5-2 Normes proposées par l'OMS :

Les directives présentent la gamme des concentrations ambiante qui ont permis d'établir les rapports exposition, repense et donnant des valeurs guides .

La valeur guide de la qualité de l'air est : «La concentration au dessous de laquelle le polluant atmosphérique ne devrait avoir aucun effet préjudiciable sur la santé ».

La concentration annuelle dans l'air ambiant du So₂ est de 5-400 mg/m₃, la valeur guide est de 500 mg/m₃.

Pour une durée d'exposition de 24 heures , la concentration à effet sur la santé est de 250 µg/m³ , la valeur guide est de 125 µg/m³.

Pour une durée d'exposition de 1 an, la concentration à effet sur la santé est de 100 µg/m³ , la valeur guidée est de 5 µg/m³ .

2-5-3 Normes Suisse :

Ces valeurs sont consignées dans le **tableau22** :

Tableau22 : valeur limites d'immissions en Suisse

| Valeurs limites d'immissions $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Définitions statiques |
|---|---|
| 30 (13 ppb) | Moyenne annuelle |
| 100 (44) | 95 % des moyennes semi-horaires d'une année doivent lui être inférieure. |
| 100 (44) | La moyenne par 24 ^h , ne doit en aucun cas être dépassé peu d'une fois / année . |

Les valeurs en ppb ont été calculées par la loi gaz parfaite à 1 atm et 20 °c .

2-2 Les oxydes d'azotes (No_x)

Les oxyde d'azote résultent de l'oxydation de l'azote de l'air ou de carburant par l'oxygène de l'air, ou du carburant dans des conditions de températures élevées .

Les oxydes d'azote comprennent le monoxyde d'azote NO , le dioxyde d'azote NO_2 , le protoxyde d'azote N_2O , le tetra oxyde de diazote N_2O_4 , le trioxyde de diazote N_2O_3 , les gaz les plus toxiques sont le No et N_2O_4 .

Les deux oxydes d'azote ayant un rôle réellement important dans la pollution atmosphérique sont le monoxyde d'azote NO et le dioxyde d'azote NO_2 .

Ils réagissent avec différents composés de l'atmosphère pour donner d'autres substances qui sont parfois encore plus toxiques.

Le dioxyde d'azote (NO_2) est un gaz roux, odorant , densité 1,58 , peu soluble dans l'eau totalement dissocié en oxygène et en monoxyde d'azote au dessus de 620 °C ; en dessous de lat ° 135 °C , il se polymérise en tetraoxyde de diazote (N_2O_4)

La proportion des oxydes d'azote dans l'atmosphère comprise entre 30 ° et 60 ° de latitude Nord en dessous de 10000 m est de 2 millions de tonnes.

Si toute l'atmosphère est ramenée à sa pression standard de l'altitude zéro , alors l'atmosphère à une hauteur de 08 Km et l'oxyde d'azote No et le dioxyde d'azote NO_2 et le dioxyde d'azote NO_2 sont représenté par un film de 03 microns d'épaisseurs .

2-2-1 Dissociation photochimiques de NO_2 :

Sous l'action de la lumière, NO_2 peut donner de nouveau NO par photolyse



Cette réaction se produit plutôt dans la troposphère.

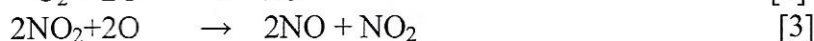
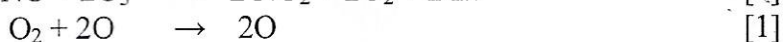
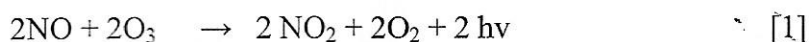
Le cycle photochimique suivant de NO, NO₂, et O₃ résume bien les réactions qui se déroulent dans l'atmosphère (**Boubel, fox, turner, stern, 1994**) :

2-2-2 Réaction avec les hydrocarbures

Il est généralement admis que le type et la concentration des hydrocarbures sont les 2 paramètres importants de la formation des brouillards photochimiques.

2-2-3 Réaction de NO avec l'ozone :

Le NO intervient dans le problème des pluies acides et la formation de brouillard. Il contribue à la destruction de la couche d'ozone dans la stratosphère.



O₃ disparaît par la réaction [1] qui est une réaction extrêmement rapide , NO est régénéré par la réaction [3] et peut à nouveau détruire O₃ , Ainsi une petite quantité de NO peut éliminée une grande quantité de O₃ (**Proceding, 1980**).

2-2-4 Normes Européenne des oxydes d'azotes :

D'après les décrets n° 2002-213 du février 2002, les valeurs recommandées sont selon le tableau suivant

Tableau23 : valeur limites d'émission des No_x.

| Valeur limites | Objectifs de qualité | Seuil de recommandation et d'information du public | Seuils d'alerte | Valeurs limites pour les écosystèmes |
|--|--|--|---|--|
| En moyenne annuelle 54 µg/m ³ | En moyenne annuelle 40 µg/m ³ | En moyenne horaire 200 µg/m ³ | En moyenne horaire 400 µg/m ³ | En moyenne annuelle 30 µg/m ³ |
| En moyenne horaire 270 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 0,2 % du temps. 200 µg/m ³ à ne pas dépasser plus de 2 % du temps | | | 200 µg/m ³ Si dépassement de ce seuil la veille , et risque de dépassement de ce seuil le lendemain. | |

2-2-5 Exemple d'émission de moxyde et de dioxyde d'azote (NO_x) en France métropolitaine.

En 2004, tous les secteurs contribuent aux émissions dans des proportions variables mais le secteur du transport routier contribue majoritairement (47% des émissions totales de la France métropolitaine). Les autres secteurs contribuent dans une fourchette comprise entre 6 et 14% des émissions totales (6% pour les transports autres que le transport routier et 14% pour le secteur de l'agriculture).

Les émissions sont en baisse depuis 1991 (-670 kt soit une baisse de 35% entre 1991 et 2004). Cette baisse est observée principalement dans le secteur du transport routier, de l'industrie manufacturière et de la transformation de l'énergie.

Depuis 1993, dans le secteur du transport routier, la baisse est imputable à l'équipement progressif des véhicules en pots catalytiques.

Par ailleurs, l'entrée en vigueur de la norme Euro III pour les poids lourds en 2002 et de la norme Euro IV à partir de 2005 pour les véhicules particuliers contribuera probablement à diminuer davantage les émissions de NO_x du transport à l'avenir.(CITEPA, 2006).

2-2-6 Quelques statistiques mondiales

Les statistiques concernant les NO_x et SO₂ des pays l'OCDE sont illustrés dans le **tableau24**

Tableau24 : Pollution de l'air de quelques pays de l'OCDE en 2003

| Pays | 1 | 2 |
|--------------------|------|------|
| Australie | 143 | 86 |
| Canada | 76.0 | 78.0 |
| Etats-Unis | 48 | 65 |
| Grèce | 46 | 29 |
| Pologne | 38 | 21 |
| Espagne | 37 | 35 |
| République tchèque | 23 | 31 |
| Luxembourg | 7 | 38 |

Source : L'OCDE 2005

Légende : 1 = émission d'oxyde de soufre en Kg/ habitant
2 = émission d'oxyde d'azote en Kg/Habitant

2-2-6-1 République populaire de chine

En 2006, la chine est devenue le premier pays du monde pour les émissions de dioxyde de soufre, qui ont progressé de 27 % entre 2000 et 2005.

Les émissions d'oxyde d'azote et de dioxyde de soufre sont 8 à 9 fois plus élevées que dans les pays développés

Les conséquences de la pollution atmosphérique sur la santé des Chinois sont dramatiques : on estime qu'elle est responsable de 358 000 décès et 640 000 hospitalisations en 2004.

En tant que pays émergent, la République Populaire de Chine n'est pas contrainte à respecter le protocole de Kyoto. Pourtant, le pays est affecté par le réchauffement global de la terre : 80% des glaciers de l'Himalaya se sont réduits, ce qui a des conséquences sur les cours d'eau qui naissent dans ces montagnes et coulent en Chine. En 2006, le Sichuan a connu une grave sécheresse.

■ La ville de Téhéran en Iran est l'une des plus polluées du monde : en novembre pollution de l'air dans la capitale iranienne aurait fait 3600 morts, essentiellement, cardiaque . La mauvaise qualité de l'air est due au nombre important de voitures vétustes dans l'agglomération.

2-3 L'acide fluorhydrique :

2-3-1 Origine des émissions

Le fluor, l'acide fluorhydrique et les fluorures sont émis exclusivement à l'occasion de processus industriels. Les principaux sont les suivants :

- l'élaboration de l'aluminium à partir de bauxite (50-60 % alumine, Al_2O_3), par électrolyse, qui utilise comme fondant de la cryolithe (fluoaluminate de sodium, Na_3AlF_6), dans une proportion de 1 tonne pour 270 tonnes de Al_2O_3 . Une partie du fluor de la cryolithe est libérée sous forme de cryolithe, d'HF et de fluorure de silicium (SiF_4).

- la production de l'acide phosphorique et des engrais phosphatés (phosphate d'ammonium, superphosphate) à partir de minerais qui contient environ 3,5-4 % de fluorures, exprimés en ions F. Le traitement, qui consiste en une attaque sulfurique, libère entre 33 et 50 % du fluorure, initialement présent sous forme de tétra fluorure de silicium et d'acide fluosilicique (H_2SiF_6),

- La production d'hydrocarbures fluorés (fréons) utilise soit l'acide fluorhydrique, soit le fluor.

- La production du fluorure d'uranium, UF_6 , à partir de F_2 .

Dans l'élaboration de l'aluminium, les cuves en fusion dégagent des effluents gazeux et particulaires. Les émanations gazeuses les plus importantes sont HF , CO , CO_2 , SO_2 et NO_x .

Une usine de superphosphates émet dans l'atmosphère de 750 g à 1 500 g de fluorures ou d'HF par tonne de produits soit une émission totale journalière de 1 500 kg. Le traitement préliminaire du minerai de phosphate, qui consiste à le chauffer à 1350 °C, permet l'élimination de fluorures avant traitement par l'acide sulfurique. Les fours sont équipés d'absorbants qui peuvent retenir jusqu'à 99 % des fluorures émis, de sorte qu'une usine produisant 500 tonnes par jour de minerai défloré peut émettre jusqu'à 5 kg de fluorures par jour.

Dans l'environnement industriel, la concentration des dérivés du fluor exprimées en ions F⁻, peut varier de 5 à 500 µg/m³.

2-3-2 Propriétés physico-chimique de l'acide Fluorhydrique HF :

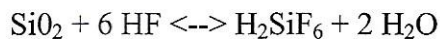
Sa masse est de 20.00, densité = 0,8 ; température critique = 188 °C ; température de fusion = -83,7 °C ; température d'ébullition = 19,5 °C .

C'est un gaz jaune, irritant et toxique, d'une , d'une grande activité oxydante .

Certains métaux (Thorium , Zirconium , Lanthane , cérium , bismuth , yttrium , fer , aluminium et calcium) tous capable de former des fluorures insolubles , ferment avec divers colorants (rouge d'alizarine S , trichrome cyanite R , arénas o , fe...et xylénol orange) des complexes eux-mêmes colorés .

Si des ions F sont présents, le développement de la teinte de ces complexes se trouve entravé : la coloration prise par la solution est d'autant moins prononcée qu'il y a d'avantage de fluor.

Par action de HF sur la silice en présence d'acide sulfurique concentré, il se forme de l'acide fluosilicique, volatil, selon la réaction :



Cette réaction est réversible et donc l'acide fluosilicique formé peut s'hydrolyser dans l'eau pour redonner de l'acide fluorhydrique. La réaction est mise à profit pour séparer les ions fluor des ions qui gênent sa détermination colorimétrique ultérieure.

2-3-3 Effet sur les êtres humains :

Le NaF semble être complètement absorbé par l'organisme mais certains dérivés du fluor , tels le CaF₂ , la cryolite, les minerais de phosphate , ne sont absorbés que partiellement 50 % des Fluorures absorbés sont éliminés par voie urinaire et le reste se trouve dans la squelette , et peut provoquer une fluorose osseuse ou respiratoire .

Ces maladies n'apparaissent qu'après de nombreuses années de contact avec les fluorures à faible concentration, sauf accident industriel .

Les reins semblent également être un lieu d'accumulation préférentiel des fluorures.

Notons cependant que le fluor est utilisé à faible dose dans la prophylaxie de la carie dentaire.

2-3-4 Effet sur les animaux :

L'ingestion par le bétail des fourrages sur lesquels des poussières fluorées se sont déposées constitue une source de nuisance . L'intoxication chronique .

Au voisinage de sources importantes d'émission de fluorures est largement répandue et connue sous le nom de fluorose. On n'observe pas, généralement, d'intoxication aiguë, l'animal refusant, au bout d'un certain temps, la nourriture qui lui est présentée.

En général, quelle que soit la nature du dérivé du fluor, on observe une calcification anormale des os et des dents, caractérisée par l'apparition, elle même anormale, de fluor dans la structure de ces tissus, principalement dans la partie où se trouvent des cristaux d'apatite. On constate d'abord une diminution de la production de lait, des pertes de poids, l'apparition d'une certaine raideur des membres. L'animal se met à boiter et son pelage se durcit, ce qui aboutit à la mort de l'animal.

2-3-5 Effets sur les végétaux

Les premiers signes visibles de la réaction du végétal : des nécroses, de chloroses et de gaufrages des feuilles et folioles.

La végétation représente fidèlement les variations du niveau de pollution de l'air par le fluor et nous renseigne à tout moment sur l'épuration des émissions mis en place au niveau d'une quelconque.

2-3-6 Réglementations des émissions d'acide fluorhydriques :

On a constaté et vérifié que « lutter à la source de la pollution », et que respecter les mesures d'aménagement du territoire et les mesures d'ordre législatif, constitueront une sorte de « lutte intégrée » contre la pollution atmosphérique.

Exemples de réglementations

- l'État de Pennsylvanie a fixé à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la concentration des fluorures solubles, exprimée en HF, comme moyenne sur 24 heures, de la concentration à ne pas dépasser,
- l'État de New York a fixé à $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la limite concernant les zones industrielles et à $0,8 \text{tg}/\text{m}^3$ celle relative aux zones urbaines et rurales.

Dans la directive N° 89/369/1989 de la CEE, concernant la prévention de la pollution atmosphérique en provenance de nouvelles installations d'incinération des déchets ménagers, sont prévues les valeurs limites, à l'émission, en mg/ni, pour HF) en fonction de la capacité nominale de l'installation :

- $4 \text{mg}/\text{m}^3$ pour une capacité de 1 tonne/heure, à 3 tonnes/heure.
- $2 \text{mg}/\text{m}^3$ pour une capacité supérieure à 3 tonnes/heure

2-4 L'acide chlorhydriques

2-4-1 Origine des émissions :

L'acide chlorhydrique peut se rencontrer dans l'atmosphère au voisinage des installations industrielle productrices ou utilisatrices. La présence de ce polluants dans l'air ne peut être que accidentelle et donc revêtir un certain caractère de gravité.

2-4-1-1 Blanchiment de pats à papier :

Dans les usines de pâte à papier , l'atelier de blanchiment traditionnel est responsable de la pollution par le chlore et les organochlorés (5 à 10 Kg) tonne de pâte .

Les rejets de blanchiment ne sont généralement pas recyclés et les coûts du traitement reste toujours élevé .

2-4-1-2 Découpage d'acier :

Les usines de production d'acier effectuent des découpages de tôle d'acier avec une solution à 20 % d'acide chlorhydrique , opération indispensable pour garantir la qualité de la surface .

2-4-1-3 Autres procédés industriels :

L'acide chlorhydrique , est produit peu plusieurs procédé , mais , en général , o...du chlorure de sodium comme matière première .

Les procédés utilisées sont le traitement à l'acide sulfurique des chlorure de sodium à une température élevée .

2-4-1-4 incinération des ordures ménagères :

Les ordures ménagères renferment des emballages à base de chlorure de polyvinyle . une bonne partie de l'acide chlorhydrique est retenue par les cendres , mais il s'en échappe suffisamment pour que cela constitue un produit de pollution .

Comme la norme européenne limite les émissions d'acide chlorhydrique gazeux , les fumées sont épurées et l'aide chlorhydrique gazeux est transféré vers une phase gazeuse .

2-4-1-5 Propriétés physico-chimique de l'aide chlorhydrique

L'acide chlorhydrique est de masse = 34,46 ,

- poids = 1.639 g/l
- Densité = 1.268
- Température critique = 5,14 °C
- Température de fusion = -111°C
- Température d'ébullition = -85 °C

La sensibilité dans l'eau pour différentes températures est :

S_0 °C= 507 ml/ml (0.824 g/g)

S_{10} °C= 468 (0,742 g/g)

S_{20} °C = 442 (0,721 g/g)

L'acide chlorhydrique est un gaz incolore, à l'odeur piquante et saveur acide , son comportement chimique est celui d'un acide fort , qui réagit sur les substances basiques , par une réaction de neutralisation

2-4-1-6 Effets de dérivés chlorés :

Le chlore est un irritant pulmonaire et oculaires puissant. Les lapins exposés pendant 09 mois à des concentration de 2 à 5 mg/m³ ont manifesté une perte de poids et une sensibilité accrue aux maladies respiratoires.

Chez l'homme, les concentrations qui dépassent 6 mg/m^3 (2 ppm) entraîne à la longue une cartouche chronique des branches , des lésions dentaires , des lésions cutanées (acné chlorique) de la conjonctivite , de la Kératite et de la blépharite .

L'acide chlorhydrique est moins toxique chez les plantes, car elles ont la possibilité de le neutraliser sous forme de chlorure .

2-4-3 Réglementations des émissions d'acide chlorhydrique.

Les directives, concernant la prévention de la pollution atmosphérique , en provenance des installations nouvelles d'incinération des déchets municipaux , limitent les émissions d'acide chlorhydrique en fonction de la capacité nominale de l'installation d'incinération : 250 mg/m^3 , pou une installation de capacité inférieure à 1 tonne/heure , 100 mg/m^3 , pour une installation de 03 tonnes.

3- Les pluies acides :

Le terme de "pluies acides" a été employé pour la première fois par un chimiste anglais. Smith, en 1853 pour qualifier les phénomènes locaux observés à Manchester et ses environs : corrosion des métaux, disparition de certains végétaux.

Par conséquent, le problème des pluies acides n'est pas nouveau, mais la nature du problème a changée, au départ il s'agissait d'un problème locale pour petites et grandes villes, a présent il s'agit d'un problème international.

Au temps du Smith les pluies acides tombaient dans les petites et grandes villes tandis que aujourd'hui les polluants peuvent être transportées sur des milliards de n due à l'introduction des grandes cheminés dispersant les polluants haut dans l'atmosphère.

Une fois que les polluants et les émissions naturelles ont atteint l'atmosphère,

Ils sont redistribués, localement, régionalement et mondialement par un ensemble complexe de processus physique et chimique.

L'acidité d'une pluie comme celle de tout autre liquide est évaluée grâce à une échelle : l'échelle de pH dont les valeurs extrêmes sont comprises entre 0 et 14. L'eau pure a un pH égal à 7.0. L'eau de pluie pH égal à 5,65, c'est-à-dire celui le gaz carbonique (0,03 %) de l'air. Ainsi, on considère qu'une pluie est acide lorsque son pH est inférieur à 5.

Les pluies acides sont dues d'une part à l'inclusion de gaz et d'aérosol lors de la formation de la gouttelettes de brouillards à l'intérieur du nuages (**Rain out**) et d'autre peut à la captation d'aérosol et de gaz lorsque les gouttes de pluies tombent (**wash out**) ; Il s'en suit une diminution du pH des précipitation (V. Pajot, 1994).

Pour une zone géographique et une période données, le caractère acide de chacun des voie décrites ci dessus résulte de l'action de l'ensemble des composés présentant un caractère aéro basiques , les composés à caractère acide tendant à faire diminuer le PH , les composés basiques tendant à le faire augmenter . C'est la raison pour laquelle, on ne se contente pas de mesurer le pH de pluie , mais en procède également au dosage des espèces chimiques présentant un caractère acido-basique .

Le pH naturel de la pluie est donc acide; il peut être influencé par la présence dans l'air de divers composés acides ou basiques. Ces composés peuvent avoir une origine naturelle, comme les sulfates contenus dans les embruns marins, ou anthropique. Dans les pays industrialisés, les sources anthropiques sont majoritaires; elles sont généralement liées au transport, à l'industrie et au chauffage domestique. En Europe, le pH moyen se situe entre 4 et 4.5. Mais, on signale des cas où l'influence des composés acido-basiques présents dans l'eau conduit à des pluies basiques.

3-1 Répartition géographique :

Les principales zones de production de polluants ont d'abord été les bassins miniers et industriels de l'hémisphère nord, dont la Ruhr, la Lombardie, les anciens pays miniers français et anglais. Portés par les vents dominants, une bonne partie des pluies acides de Scandinavie résultent des polluants accumulés par les masses d'air venant de la mer lorsqu'elles ont survolé l'Angleterre, la France et l'Allemagne. En Chine, les régions du Sud-Est sont particulièrement touchées par les pluies acides ; les émissions d'oxydes d'azote et de dioxyde de soufre sont 8 à 9 fois plus élevées en Chine que dans les pays développés .

Les pluies acides touchent également le Japon .La Chine est le premier émetteur d'oxyde d'azote et de dioxyde de soufre du monde

3- Les pluies acides :

3-2 Les paramètres de l'eau :

Bien quelle puisse être à la portée de tout le monde, ne cachons pas que la maintenance des Symphysodons est relativement plus délicate que celle des autres espèces. C'est aussi cette difficulté qui a fait le charme et la notoriété du Discus.

Aussi, il est nécessaire d'acquérir un minimum de connaissances sur ce qu'on appelle la chimie de l'eau, c'est à dire la connaissance des paramètres permettant d'en mesurer la qualité.

Il est incontestable que la qualité de l'eau influence le comportement et le bien-être du Discus. Chaque espèce nécessite des paramètres différents en fonction de leur provenance géographique. Ce qui est bon pour l'une peut-être mauvais pour l'autre.

Ainsi, les Discus ont besoin d'une eau douce, acide et faiblement chargée en minéraux alors que les cichlidaes africains ont besoin au contraire d'une eau dure, alcaline et plutôt chargée en minéraux.

Les paragraphes suivants indiquent les caractéristiques qui à mon sens sont les plus importants dans le domaine de la maintenance et de la reproduction du Symphysodon.

3-2-1 Le pH de l'eau :

Le pH se mesure sur une échelle variant de 0 à 14.

- de 0 à 7, il indique que l'eau est acide (plus on se rapproche de 0, plus l'eau est acide),
- à 7, il indique que l'eau est neutre (ni acide ni alcaline),

- de 0 à 14, il indique que l'eau est alcaline ou basique (plus on se rapproche de 14, plus l'eau est alcaline)

3-2-1-1 Le pH d'une eau est variable suivant sa provenance :

- les eaux des grandes villes ont généralement un pH situé entre 7,2 et 7,5.
- Les eaux de compagnes ont généralement un PH situé entre 6 et 7.
- L'eau de mer a un PH situé 8 et 10 en fonction de la concentration en sels qu'elle contient.
- L'eau en sortie d'osmoseur a un PH de 7.

3-2-1-2 Certains facteurs peuvent influencer le pH de l'eau :

- Une eau chargée en CO₂ a tendance à devenir acide .
- Une eau chargée en O₂ a tendance à devenir alcaline .

La mesure du PH peut se faire selon plusieurs méthodes :

- Avec des bandelettes de pH
- Avec des test colorimétrique
- Avec des pH mètres électroniques qui demeurent bien plus précis .

3-2-2 La conductivité de l'eau

La conductivité mesure la facilité avec laquelle le courant peut traverser l'eau . cette facilité est d'autant plus grande que l'eau contient des sels minéraux (eau minéraux). En effet , il est bien connu que l'eau de mer est plus conductrice que l'eau douce .

Ce qui implique qu'une eau fortement déminéralisée (eau osmosée) est peu conductrice .

La conductivité s'exprime en micro- siemens est et est mesurée avec l'aide d'un conductivimètre. Le conductimètre est un appareil doté d'une sonde et comprenant 2 électrodes. Un courant circule entre les 02 électrodes et la facilité avec laquelle il circule est mesurée par l'appareil.

Plus l'eau est minéralisée, plus la conductivité est grande.

3-2-2-1 La conductivité d'une eau est variable suivant sa provenance :

- L'eau de robinet à une conductivité d'environ 500 micro-S
- L'eau de mer a une conductivité supérieure à 2000 micro-S.
- L'eau de pluie a une conductivité entre 30 et 40 micro-S.
- L'eau en sortie d'osmoseur à une conductivité d'environ 40 micro-S.

La conductivité varie en fonction de certains paramètres :

- Elle augmente avec la température.
- Elle est stable avec un pH de 7 et augmente si le pH descend ou augmenté.
- Elle augmente si on rajoute de la tourbe

3-2-3-2 La dureté totale

La dureté totale (ou TH) mesure la teneur en sels de type calcium et magnésium.

Plus la teneur en calcium et magnésium est grande, plus la dureté est élevée (eau dure). Lorsque l'eau est pauvre en calcium et magnésium, on parle alors d'eau douce.

La dureté s'exprime en degrés (il faut distinguer les degrés allemands des degrés français) et mesuré à l'aide de tests colorimétriques.

L'échelle de mesure (en °t) est la suivante

- de 0° à 5°, l'eau est très douce,
- de 6° à 10°, l'eau est douce,
- de 12° à 15°, l'eau est moyennement dure.
- de 16° à 20°, l'eau est dure.
- de 21° à 40°, l'eau est très dure.

3-2-4 Les Nitrites

Les nitrites sont un indicateur de la pollution et sont la conséquence de la dégradation de la matière vivante en ammoniacque.

L'ammoniacque agit alors comme un véritable poison s'il n'y a pas suffisamment de bactéries dénitrifiantes pour transformer cette ammoniacque en nitrates.

Les nitrites sont mesurés à l'aide de tests colorimétriques suivant l'échelle suivante :

- jusqu'à 0,1 mg/l, la teneur en nitrites est inoffensive,
- de 0,1 à 1 mg/l, la teneur en nitrites est néfaste surtout à moyen terme,
- au-delà de 1 mg/l, il y a fort danger même à court terme.

3-2-5 Les Nitrates

Les nitrates sont un composé azoté de formule NO_3 . Les nitrates constituent un apport de protéines et jouent un rôle d'engrais nécessaire à la bonne croissance des plantes.

Mais une teneur trop élevée devient un véritable danger dans les eaux pluviales. Les nitrates constituent donc aussi à l'instar des nitrites, un indicateur de pollution.

Les nitrates sont mesurées avec des tests colorimétriques.

4- Différents réseaux et appareils de mesure de composition des retombées humides :

Le réseau de mesure de la composition des retombées humides, appelée également « réseau de pluie » ou « réseau pluies acides », est opérationnel, en région Wallonne, depuis le début 1996.

L'appareil de prélèvement pour la collecte des pluies est composé d'une jauge de type « NILU » munie d'un couvercle empêchant les retombées seches poussières de pénétrer dans la jauge en absence de pluie. Un détecteur commande l'ouverture de ce panneau lors des périodes de pluie. Le fond de la jauge est relié à un flacon en verre, où l'eau est recueillie, un commutateur permettant le passage d'un flacon ou l'autre tous les jours à 0 heure GMT, la station est équipé d'un dispositif permettant un contrôle sommaire de la température de l'enceinte afin d'assurer la meilleure conservation possible des échantillon (S. Azimi, 2004).

5- Dosages des eaux pluviales dans la région d'Annaba :

5-1 Matériels et Méthodes :

5-1-1 Choix des sites d'échantillonnages :

Pour mieux estimer le niveau de pollution acide dans la région de Annaba, nous avons jugé utile de mettre en place un réseau de prélèvement dans divers sites choisis en fonction de leurs situations par rapport aux endroits et complexes générateurs de pollution, ainsi que les zones où sont plantées les diverses stations de mesure de la pollution atmosphérique.

Les sites étudiés sont les suivants : **figure 11**

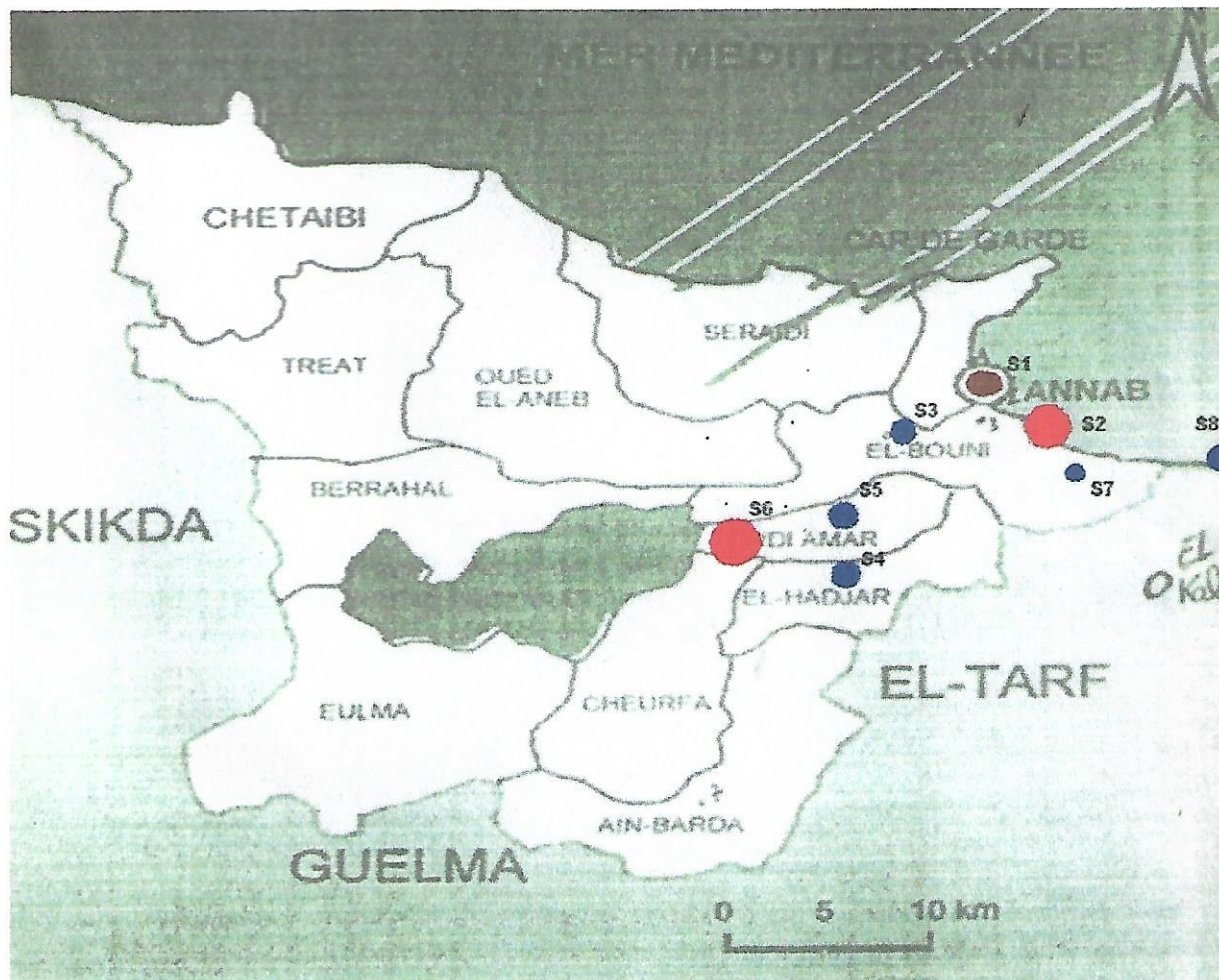


Figure 11 : Zone d'étude

- S1- Annaba
- S2 -ASMIDA
- S3 -El-Bouni
- S4- El Hajar
- S5- Sidi Amar
- S6-Mital Steel
- S7 -Aéroport
- S8 - El-Kala(témoin)

5-1-2 Méthodes d'échantillonnages:

5-1-2-1 Echantillonnages des eaux pluviales:

L'échantillonnage a été limité aussi bien dans le temps que dans l'espace, étant donné que les dispositifs placés sur terrain ne demeurent pas longtemps par manque de surveillance. Le matériel que nous avons utilisé pour le prélèvement des eaux pluviales consiste à confectionner des bacs de réception de l'eau de pluie à partir des bouteilles en P.V.C dont nous avons coupé la partie supérieure, que nous avons renversé de façon qu'elle serve d'entonnoir.

L'ensemble est ainsi inséré dans le sol, et après une chute de pluie, le bac est vidé de son contenu dans des bouteilles en verre lavé à l'eau distillée et étiquetée.

5-1-3 Méthodes analytiques

5-1-3-1 pH des eaux:

Les analyses ont eu lieu au laboratoire de physiologie végétale, Institut de biologie, les échantillons des eaux pluviales sont traités en vue de mesurer le pH à l'aide d'un ph-mètre (model ES 16 TRISKOP) après l'avoir étalonné préalablement avec deux solutions tampon (4 et 9).

5-1-3-2 Dosage des nitrates:

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrophotométrique.

Réactifs:

- Solution de salicylate de sodium 0,5% renouvelable tous les 24 heures
- Acide sulfurique concentré
- solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium:
 - ❖ Hydroxyde de sodium 400g
 - ❖ Tartrate double de potassium et de sodium 60g
 - ❖ Eau distillée 1000ml

Faire dissoudre les sels dans de l'eau distillée, laisser refroidir et compléter à 1000ml. A conserver dans un flacon en polyéthylène.

- Solution mère étalon d'azote nitrique à 0,1g/L
 - ❖ Nitrate de potassium anhydre 0,722g
 - ❖ Eau distillée 1000ml
 - ❖ Chloroforme (pour conserver) 1ml

- Solution fille étalon d'azote nitrique à 0,005g/L

Amener 50ml de la solution mère à 1000ml avec de l'eau distillée.

Dans une série de capsules de 60ml, introduire successivement

| Numéro des capsules | T | I | II | III | IV |
|---|----|-----|----|-----|----|
| Solution étalon d'azote nitrique 5mg/L (ml) | 0 | 1 | 2 | 5 | 10 |
| Eau distillée (ml) | 10 | 9 | 8 | 5 | 0 |
| Correspondance en mg/L d'azote nitrique | 0 | 0,5 | 1 | 2,5 | 5 |
| Solution de salicylate (ml) | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

Evaporer à sec au bain marie ou dans une étuve portée à 75-80°C (ne pas réchauffer, ni chauffer trop longtemps), laisser refroidir; prendre le résidu par 2ml d'acide sulfurique concentré en ayant soin de l'humecter complètement.

Attendre 10 mn, Ajouter 15 ml d'eau distillée puis 15ml de la solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium qui développe la couleur jaune.

Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 420 nm. Soustraire des unités d'absorbance, lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

Pour obtenir la teneur en nitrate (NO₃), multiplier le résultat par 4,43 (Rodier, 1978).

5-1-4 Résultats et discussions:

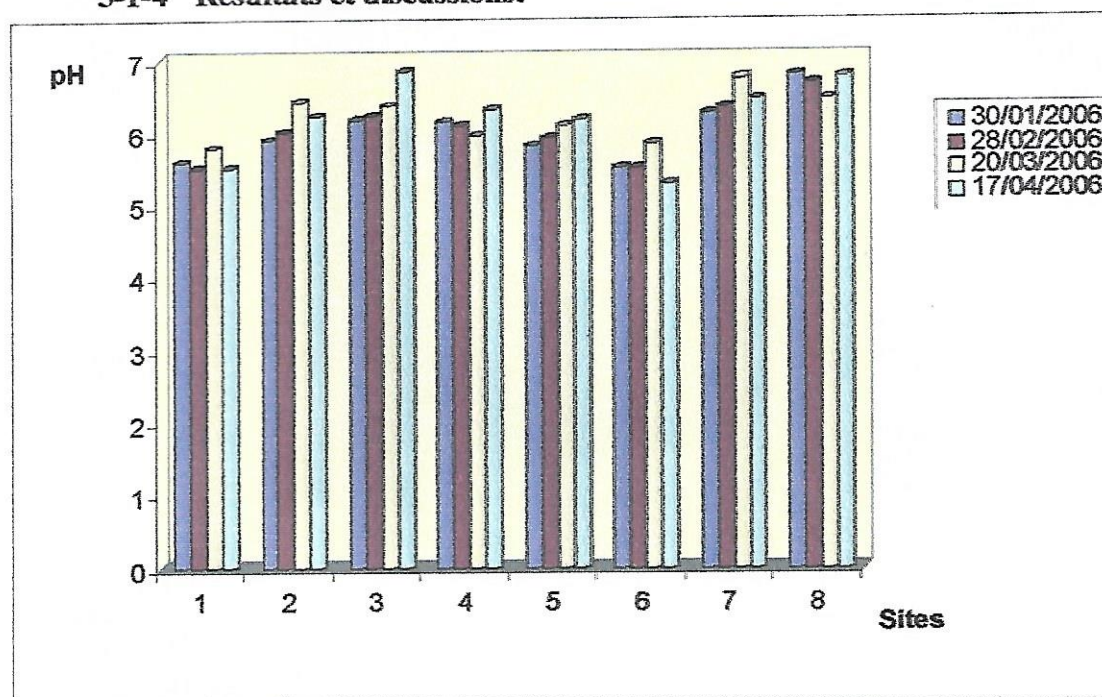


Figure12: Variations spatio temporelle du pH des eaux pluviales

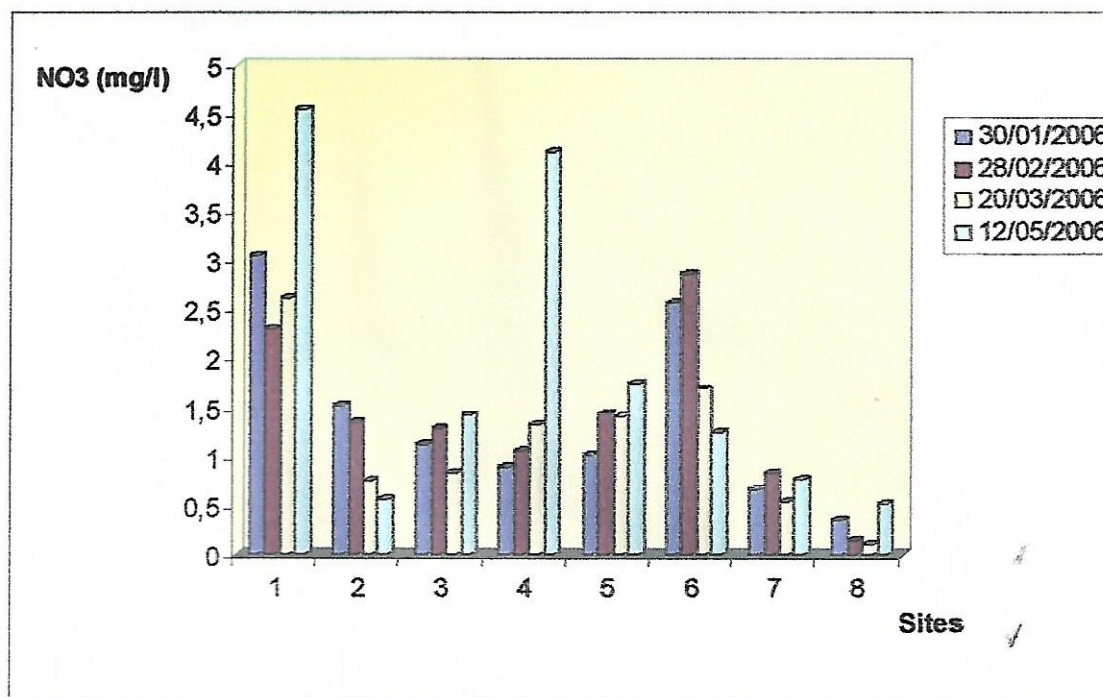


Figure13 : Variations spatio temporelle de la teneur en nitrates dans les eaux pluviales

Les résultats du pH des eaux pluviales (l'année 2006) sont illustrée dans la figure 12, nous constatons que des fluctuations au niveau des différents sites, que le pH n'est pas acide (pH > 6), par contre au premier prélèvement et au niveau de certains sites (Annaba et Metal steel) le pH enregistre des valeurs faibles ceci est dû à la concentration des polluants contenu dans les premières pluies.

D'après Poissants et al., 1994 des mesures de concentrations en fonction du temps au cours d'une averse ont montré 3 points importants :

- une relation inverse entre la concentration et l'importance de l'averse.
- Une diminution de la la concentration durant la phase finale de l'averse.
- Une augmentation de la concentration dans la phase initiale

La figure13 enregistre des teneurs en nitrates qui ne sont pas très élevée néanmoins diffère d'un site à un autre par rapport au témoin ,les sites Annaba et Metal steel enregistrent les valeurs les plus élevées .

Conclusion

Ainsi Les nitrates constituent un apport de protéines et jouent un rôle d'engrais nécessaire à la bonne croissance des plantes, mais une teneur trop élevée devient un véritable danger dans les eaux pluviales. Les nitrates constituent donc aussi à l'instar des nitrites, un indicateur de pollution (Brueggemann , Wolfgang Rolle, 1996 ; Inagaki, Saki, Ohnuki, 1995 ; Codeville,2002).

Chapitre IV Méthodes de prélèvements et d'analyses des principaux polluants acides (SO₂ et NO_x)

Le développement des techniques, la mise en place de moyens de traitement industrialisés et performants, la concurrence européenne et mondiale pour certaines techniques très innovantes, vont réduire les coûts de traitement à la source et les coûts d'élimination, ouvrant le marché à de nouveaux utilisateurs et réduisant les rejets incontrôlés.

Les principales techniques de traitement, pour les rejets gazeux, sont : l'adsorption, l'absorption, le piégeage cryogénique, les techniques membranaires, la combustion, la filtration pour dépoussiérage, etc. Ces techniques sont principalement, sur des phénomènes de surface, sur la condensation par refroidissement et sur des réactions : de neutralisation, d'oxydoréduction, de précipitation, de combustion, etc.

1- Méthodes de prélèvement :

2-1- Méthodes simples et rapides: tubes colorés et tubes passifs :

Ces méthodes sont réservées aux atmosphères polluées (atmosphères urbaines et atmosphères de travail). Elles servent le plus souvent à déterminer si la concentration d'un (ou de plusieurs polluants) respecte les normes et les critères de santé humaine. Il existe des tests assez polyvalents et des tests très spécifiques. La détermination des concentrations est basée sur l'observation directe d'un changement de couleur, le plus souvent lisible à l'œil nu, ou plus rarement accessible par une mesure à l'aide d'un spectrophotomètre. Ces tests utilisent des tubes ou des papiers imprégnés. Lorsqu'il s'agit de tubes, la longueur colorée (appelée longueur de couleur) est proportionnelle à la concentration. La mesure est donc extrêmement facile et réalisable par du personnel non qualifié. Ces tests ne diffèrent que par leur présentation car le principe est souvent le même.

Le tube contient une substance chimique active. Le tube est actif ou passif. Dans le premier cas, il est relié à une pompe ou à un piston. On fait passer, à travers le tube, le volume d'air requis par le constructeur. Le temps de traversée de l'air doit être scrupuleusement observé. Dans le cas de tube passif, l'air pénètre dans le tube par simple diffusion.

L'utilisation des tubes est unique et les tubes sont jetables. La température de travail est la température ambiante, limitant les possibilités d'utilisation lors de mesures à l'émission.

2-2- Prélèvement sans concentration

Trois types de techniques sont employés pour la collecte totale des gaz, sans effectuer de préconcentration de l'échantillon d'air. Ces techniques sont utilisées à l'émission ou dans les atmosphères polluées. On emploie des sacs, des containers en verre ou en acier

2-3- Prélèvement avec concentration

2-3-1 Méthodes par absorption (barbotage)

L'air est pompé à travers une phase liquide contenue dans un barboteur. Le degré d'absorption est limité par la pression partielle du gaz. Le plus souvent, on compense cet inconvénient par absorption dans de l'eau additionnée d'un réactif spécifique. La réaction est

alors irréversible. L'efficacité dépend fortement de la surface de contact entre le gaz et le liquide. Le rendement est donc différent pour chaque type d'installation. Il est nécessaire, soit d'étalonner les barboteurs lors d'études comparatives, soit d'utiliser toujours le même matériel. Le meilleur rendement de captage est obtenu par le passage de petites bulles tout le long de la colonne de liquide. Le débit est nécessairement limité, donc les prélèvements sont longs et on procède ainsi à des mesures intégrées. On utilise souvent des frittés terminaux permettant une meilleure diffusion du gaz (petites bulles). Cependant le fritté n'est pas toujours recommandé. Ainsi, pour l'ozone, on utilise des tubes simples car ce polluant est détruit au contact du fritté. Dans tous les cas on précède le barboteur par un filtre à poussières.

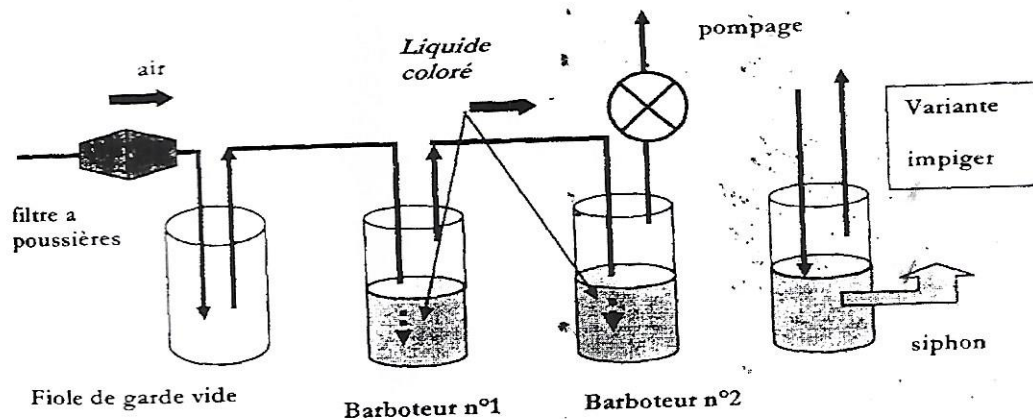


Figure 14 : Prélèvements de gaz par barbotage ou impiger

Deux variantes sont possibles :

- Utilisation d'un tube plongeant dans le liquide (barboteurs)
- Utilisation d'un tube affleurant la surface du liquide (impiger)

2-3-2 Méthodes par adsorption

2-3-2-1 Principe

On effectue le passage de l'air à travers une cartouche remplie d'une substance adsorbante (Figure). L'adsorption est un phénomène de surface: les molécules de gaz sont liées à une substance chimique de haute surface développée par des liaisons intermoléculaires; Il en résulte une concentration du polluant. C'est la surface de l'adsorbant qui constitue la phase de collection. Le volume de gaz adsorbé est proportionnellement à l'inverse de leur volatilité. Plus le gaz est volatil moins il est adsorbé

2- Méthode de dosages du SO₂ :

2-1 Dosage du SO₂ par spectrophotométrie à la pararosaniline (ASTM D-2914 70T; X20-357,1976 ; STAS 10 194-89)

2-2-1 Domaine d'application

La méthode permet de déterminer des concentrations de SO₂ dans l'air comprises entre 7 et 1 150 µg/m³.

2-2-1-1 Principe

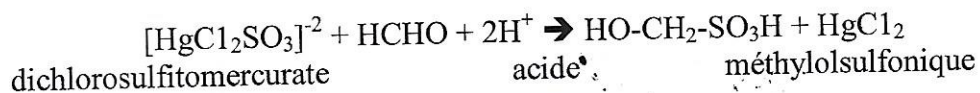
Un échantillon mesuré d'air est prélevé, par barbotage, à travers une solution de tétrachloromercure de sodium (TMC) ; le dioxyde de soufre, présent dans l'air, est absorbé par formation de dichlorosulfite de mercure ; ensuite, la solution est traitée avec une solution d'acide sulfamique afin de détruire les ions nitrates formés, par les oxydes d'azote présents dans l'air. Cet échantillon en solution est traité avec des solutions de formaldéhyde et de chlorhydrate de p-rosaniline (PRA), contenant de l'acide phosphorique, de façon à obtenir un pH de $1,6 \pm 0,1$. La PRA, le formaldéhyde et l'anion bisulfite réagissent pour former l'acide p-rosaniline méthylsulfonique, qui est un complexe coloré en rouge violacé.

Par l'absorption de SO_2 dans la solution de tétrachloromercure alcalin ($\text{Na}_2 [\text{HgCl}_4]$), on évite l'oxydation ultérieure de SO_2 car on obtient ainsi du dichlorosulfite de mercure $[\text{HgCl}_2\text{SO}_3]^{-2}$, stable à l'air. D'ailleurs, après le prélèvement, on laisse la solution reposer 30 min. pour décomposer l'ozone, éventuellement présent.

C'est pour éliminer l'interférence des vapeurs nitreuses que l'on ajoute de l'acide sulfamique, en maintenant le pH à une valeur convenable par addition d'acide phosphorique.

NH_3 n'interfère pas, dans ces conditions, mais pour éliminer l'interférence de H_2S on fait passer le gaz prélevé sur de la laine de quartz imprégnée d'un mélange de KHSO_4 et de Ag_2SO_4 , (filtre d'entrée -figure). Pour éliminer les interférences de certains métaux lourds (Fe^{+3} , Mn^{+2} , Cr^{+3} , Cu^{+2} , V^{+5}), on ajoute à la solution absorbante de l'acide éthylènediaminotétracétique (EDTA).

Au laboratoire, on fait donc réagir, tout d'abord, le complexe formé par prélèvement, dans la solution absorbante, sur le formaldéhyde, pour préparer le véritable réactif qui réagit avec PRA, c'est-à-dire l'acide méthylsulfonique.



Puis on met en contact l'acide méthylsulfonique formé avec le PRA I ; ce composé est coloré en rouge violacé, mais se décolore sous l'influence d'un excès de HCl , par formation d'un ion trianilinium et saturation du carbone central (forme II), ce qui détruit l'arrangement responsable de sa couleur : la forme quinoïde.

L'action de l'acide méthylsulfonique sur la forme II conduit à un nouvel ion trianilinium incolore (forme II), qui se recoloré par passage à la forme quinoïde IV ; il faut une concentration en HCl élevée pour stabiliser la forme incolore, alors que cela n'est pas nécessaire pour la forme IV.

► Étalonnage

L'étalonnage peut être effectué soit au moyen d'un mélange de gaz pour étalonnage, obtenu par exemple par un banc de perméation, soit une solution standard de bisulfite de sodium.

L'absorbance de tous les essais doit être mesurée après 30 min pour tracer la courbe d'étalonnage, qui met en rapport l'absorbance et la concentration du SO_2 , il est indispensable d'avoir au moins quatre concentrations différentes de SO_2 , dans la fourchette 7-1 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

on évalue ainsi le facteur d'étalonnage (inverse de la pente de la droite) : ce facteur (f) sera utilisé pour exprimer les résultats

► Limite de détection , répétabilité et reproductibilité

La limite de détection en utilisant un prélèvement de 10 ml , de solution de TCM est comprise entre 0,2 et 1,0 µg (soit deux fois l'écart type) ; ceci correspond à des concentrations en masse de SO₂ de 7 à 33 µg/m³ (0,002 – 0,011 ppm) , dans un échantillon d'air de 30 L (par exemple 1 h d'échantillonnage à 0,5 L/min).

La répétabilité est de l'ordre de 5 % en valeur relative , pour des concentrations voisines de 0,5 mg/m³ pour des concentrations allant jusqu'à 1000 µg/m³ .

La reproductibilité . Pour la méthode au TCM , il a été établi que l'écart type relatif était de 17 µg/m³ à une concentration de 1000 µg/m³ ou de l'ordre de 30 µg/m³ pour une concentration de 300 µg/m³ .

► Calcul :

La concentration en masse de SO₂ , est donnée par la formule suivante :

$$m_{SO_2} = \frac{f \cdot (a_s - a_b)}{V}$$

Où :

| | |
|------------------------|--|
| m_{SO2} | Concentration en masse de SO ₂ , en µg/m ³ . |
| f | facteur d'étalonnage |
| a_s | absorbance de la solution d'échantillon . |
| a_b | Absorbance de l'essai à blanc . |
| V | volume d'air échantillonné en m ³ |

Si l'on veut obtenir la concentration en masse de SO₂ dans les conditions standards (25 °c 1 bar) , il convient de remplacer le volume d'air échantillonné V par la valeur correspondante du volume dans les conditions standards V_g :

$$V_R = \frac{298.V.P}{273 + T}$$

Où :

| | |
|----------|---|
| P | Pression barométrique, en bars. |
| T | température de l'échantillon d'air en °C. |

Cette méthode a été automatisée dans des appareils séquentiels ou continus

2-2- Dosage du SO₂ par chromatographie en phase gazeuse (CPG) [X 20-353, 1975]

2-2-1 Domaine d'application

La méthode s'applique pour des concentrations comprises entre 10 % et 10⁻² Vpm. En fonction du système chromatographique utilisé, on peut couvrir certains domaines de concentration, par exemple : avec une colonne de tamis moléculaire et un détecteur catharomètre, le domaine de mesure est de 10 % à 200 Vpm, et pour des phases stationnaires à base de polymères fluorés et avec un détecteur à photométrie de flamme, le seuil de détection est voisin 10⁻² Vpm.

Pour le dosage de faibles teneurs, il est recommandé d'utiliser un chromatographe spécifique :

- pour le dosage de SO₂ dans des gaz de combustion de fuel, le prélèvement de gaz est fait à une température de 250-300 °C et amené au chromatographe par une ligne de traitement chauffée, afin d'éviter la condensation de l'eau.

- le chromatographe devrait être équipé d'un détecteur spécifique, pour l'analyse de composés soufrés, c'est-à-dire à photométrie de flamme.

2-2-2 Principe

L'analyse par CPG consiste à faire passer un volume connu du gaz à analyser dans une colonne d'un adsorbant approprié. À la sortie de la colonne, les constituants du mélange sortent séparés et sont détectés. Une telle méthode ne peut être que discontinue.

2-2-3 Interférences

Avec un détecteur non sélectif, on choisira des conditions opératoires donnant un pic de SO₂ bien isolé ; avec des détecteurs sélectifs (phénomène de flamme, coulométrie, etc.), une aussi bonne séparation n'est pas toujours nécessaire..

2-3 Mesure du SO₂ par fluorescence ultraviolette

L'air chargé de SO₂, traverse une chambre réactionnelle. Un faisceau de lumière UV ; irradie le SO₂ Perpendiculairement au faisceau incident, on mesure le rayonnement de fluorescence induite . L'intensité de ce rayonnement est proportionnelle à la concentration du gaz .

La méthode ne présente pas d'interférences. La gamme de mesure s'étend de 2 à 2000 ppb. Cette méthode est donc utilisable tant en atmosphère de fond qu'en atmosphère urbaine ou à l'émission. C'est une méthode fiable mais les appareils sont coûteux.

2-3-1 Domaine d'application

La méthode est applicable dans une gamme de concentration comprise entre 10⁻⁴ et 1 V/V

2-3-2 Principe

La SM est une méthode d'analyse qui permet de séparer, en fonction de leur rapport m/z , les particules obtenues par ionisation des atomes ou des molécules de gaz. L'échantillon gazeux est introduit dans une chambre d'ionisation maintenue sous faible pression. Les molécules sont soumises à un bombardement électronique en donnant des particules de fragmentation (ions, radicaux). Les ions sont ensuite accélérés vers un dispositif de séparation, selon leur rapport m/z , puis orientés vers un ou plusieurs collecteurs (multiplificateurs d'électrons, par exemple) ; après amplification, on obtient le spectre de masse.

Le gaz est prélevé dans une ampoule spéciale de verre, munie d'un dispositif de connexion au spectromètre, ce qui permet, à partir d'un échantillon de gaz de combustion par exemple, d'éviter toute condensation sur ses parois.

2-3-3 Interférences

La méthode est très sélective ; dans le cas d'analyse de constituants gazeux, il n'existe qu'une très faible probabilité d'interférence au niveau du pic de base ($m/z = 64$).

3- Méthodes de dosage des NOx

3-1 Dosage du NO₂ par spectrophotométrie à la réaction de Griess Saltzman (ASTM D-1 607-69 ; X43-009, 1973 ; STAS 10 329)

3-1-1 Domaine d'application

Cette méthode manuelle permet de déterminer des concentrations de NO₂ dans l'air comprises entre 10 et 10 000 µg/m³ (0,005-5 Vpm).

La méthode est bien applicable pour le dosage à l'émission lorsque la concentration de NO₂ dans l'effluent est relativement élevée (gaz de queue des ateliers d'acide nitrique). Elle est plus délicate pour le dosage dans les atmosphères urbaines ou industrielles, où la teneur en NO₂ est nettement plus faible. Pour le dosage de NO à l'émission, il faudra opérer une oxydation préalable (par l'acide chromique, par exemple) et ensuite doser le NO₂.

3-1-2 Principe

Les ions NO₂⁻¹ formés par l'absorption de NO₂ dans l'eau ou de la soude, donnent avec l'acide sulfonique un sel de diazonium, susceptible de copuler avec une amine en donnant un colorant rouge. L'intensité de la coloration qui se forme en 30 min est mesurée au spectrophotomètre à 550 nm.

L' α -naphthylamine «qui est cancérigène), utilisée dans le réactif de Griess Ilosvay Saltzman (1960). a été remplacée par la N-(1-naphthyl)-éthylènediamine.

3-1-3 Interférences

- une teneur en SO₂ égale à 10 fois la teneur ne gêne pas ; un rapport de 30 diminue légèrement la coloration. L'addition de 1 % d'acétone aux réactifs ayant utilisation retarde cette diminution par formation d'un composé temporaire avec SO₂.

- Une teneur en O₃ égale à 5 fois celle de NO₂ entraîne une légère interférence, l'effet maximal se produit en 03 heures, le réactif présente une teinte légèrement orangée.

Le nitrate de peroxyacétyle (PAN) peut donner une réponse correspondant à approximativement 15 à 35 % de la concentration molaire équivalente en NO₂; dans l'air ambiant, la concentration habituelle en PAN est trop faible pour produire une erreur significative

3-1-4 Echantillonnage

Compte tenu de la difficulté avec laquelle NO₂ se dissout, on doit veiller à l'efficacité de l'absorbant : on recommande d'utiliser un verre fritté d'une surface de 10 cm, et d'une porosité maximale de 40 pin, et un débit de 0.4 L/min.

3-1-4-1 Etalonnage

L'étalonnage doit être effectué à partir de mélanges de gaz pour étalonnage obtenu, par exemple, par la technique du tube de perméation.

Dans le cas où l'on ne dispose pas de mélanges de gaz pour étalonnage. On peut pratiquer l'étalonnage à l'aide de solutions titrées de nitrite de sodium. La stoechiométrie de la réaction :



Qui fait correspondre à 1 NaNO₂ → 2NO₂, est caractérisée par un rapport 1/2.

Mais la formation du colorant traduit le bilan d'un certain nombre de réactions, les unes favorables, les autres concurrentes, c'est pour cette raison qu'on utilise un rapport (le 0,72 au lieu de 0,5 (c'est-à-dire 0,72 moles de NaNO₂, donnent la même couleur qu'une mole de NO₂).

3-1-4-2 Sensibilité

Pour un domaine de concentration de 0.2-1.0 µg NO₂/cm³, la sensibilité est de 0,02 µg/cm³.

Calcul

$$m_{\text{NO}_2} = \frac{c \cdot 50}{V} \text{ mg / m}^3$$

où :

c concentration en NO₂, µg/cm³
 V Volume de l'air récolté dm³
 50 Volume de la solution d'échantillonnage .cm³

3-2 Dosage automatique des NOx par chimiluminescence (X43-018, 1983)

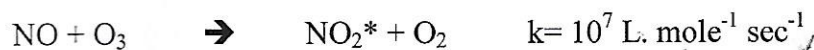
3-2-1 Domaine d'application

La méthode est appliquée à la détermination dans l'air ambiant, au moyen d'analyseurs automatiques, des teneurs en NO et NO₂ de quelques Vpb à 10 000 Vpm, avec un temps de réponse < 1 s.

La réaction de chimiluminescence considérée est celle du NO en présence d'O₃ ; la teneur en NO₂ est obtenue par une voie indirecte (par soustraction de la teneur en NO de la somme des oxydes (NO_x)).

3-2-2 Principe

La mesure est basée sur la réaction de chimiluminescence rapide du monoxyde d'azote NO avec de l'ozone en excès. Il se forme du NO₂* dans un état électronique excité :



Le NO₂* excité revient à l'état fondamental en émettant une lumière visible vers 600 nm:



Ces réactions se produisent dans une chambre où sont mélangés l'air ambiant et de l'ozone fourni par un générateur. Cette mesure ne permet de mesurer que le NO.

Afin de mesurer le NO₂ il faut préalablement le réduire en NO, dans un convertisseur placé en amont de la chambre de réaction, à l'aide d'un réducteur à base de molybdène à 200°C.



Le NO₂ est alors mesuré par différence, après sa réduction en NO. La séquence de mesure est la suivante:

a) on effectue un zéro de l'appareil
b) on mesure le NO en positionnant les vannes 3 voies en position « by pass»: l'air contenant NO et NO₂ est alors conduit directement vers la chambre de réaction, mais on mesure le NO seul.

c) on commute les vannes et l'air passe par le convertisseur : le NO₂ est réduit en NO et on effectue une mesure globale : [NO_x] = [NO] + [NO₂] Dans cette étape, le NO a deux origines:

- NO provenant de la réduction du NO₂,
- NO existant dans l'air.

d) Un calculateur détermine la concentration du NO₂ seul par différence. On purge l'appareil pendant 15 sec **figure 15**.

Un cycle de mesure dure de 30 à 50 sec. Les résultats obtenus sont exprimés en ppb. Ils concernent NO_x , NO_2 et NO . La gamme d'étude s'étend de 2 à 2000 ppb. Elle convient donc bien pour toutes les études (émission et atmosphère de fond), excepté pour les atmosphères polaires ou océaniques, où on utilise une variante plus sensible et très coûteuse.

3-2-3 Interférences

Aucune interférence notable n'entache la détermination. Cependant, des interférences peuvent se produire au niveau du convertisseur, donc sur la détermination en NO_2 . Certaines substances chimiques peuvent intervenir au niveau du four et, selon le type de celui-ci, être transformées en NO (cas de l'ammoniac, du PAN) ou altérer le bon fonctionnement du four dans les cas particuliers où il existe des concentrations anormalement élevées en divers polluants ; dans ce cas, il est recommandé de s'assurer de l'absence d'effet de ces divers polluants sur la réponse.

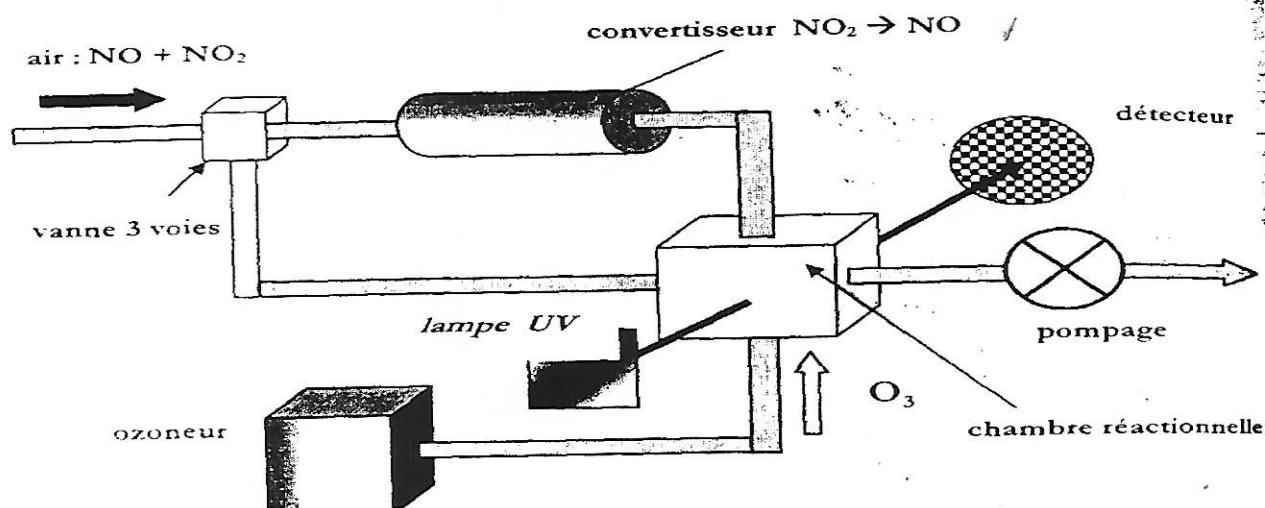


Figure15 : Schéma d'un analyseur de NO_x par chimiluminescence

3-3 Dosage automatique des NO_x par l'absorption du rayonnement (IR.UV.VIS)

En présence d'un rayonnement, les molécules à analyser sont soumises à des rotations, vibrations (IR) ou à des transitions électroniques (UV, VIS) qui se traduisent par une absorption de l'énergie à certaines longueurs d'ondes précises ; le spectre d'absorption se présente sous forme de bandes qui correspondent en fait à une succession de raies fines séparées par un écart de longueur d'onde identique.

L'absorption de l'énergie lumineuse croît avec le nombre de molécules présentes sur le trajet du faisceau et est donc fonction de la concentration des gaz présents dans la cuve de mesure.

D'autres composés, présents dans l'échantillon, absorbent à des longueurs d'ondes différentes mais parfois très proches. Ainsi, tout l'art du constructeur sera de réaliser un appareil qui permette d'effectuer une mesure spécifique non perturbée par la présence d'autres constituants absorbants ; cela dépend de la sélection des longueurs d'ondes utilisées et/ou de la mise à profit de certaines caractéristiques des raies fines d'absorption (périodicité, etc.).

Ceci a conduit à différentes technologies d'appareils, par exemple :

- spectromètres IR non dispersifs, à deux cuves, avec détecteurs à simple ou double étage,
- appareils à monofaisceau IR ou UV avec corrélation par filtres gazeux, - interféromètres.

Les appareils automatiques utilisent, généralement, la technologie de spectromètre à corrélation. Elle est basée sur la comparaison du spectre moléculaire du gaz à analyser avec le spectre obtenu dans l'appareil et résultant de la lumière qui traverse un gaz de même nature et d'une concentration voisine.

En ce qui concerne le NO, on met à profit son spectre d'absorption dans l'IR, la bande principale d'absorption se situant à $\lambda = 5,2-5,4 \mu\text{m}$. Pour le NO₂, on utilise des appareils mesurant l'absorption dans UV et VIS.

4- Les réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique

Les réseaux de surveillance de la pollution atmosphérique constituent la base de système de contrôle de la pollution atmosphérique. Leur multiplication en France, depuis la loi sur l'air de 1996 (loi Corine LEPAGE), a permis à la population de connaître la réalité sur un problème majeur de société et de faire avancer les choses dans le bon sens. Néanmoins leur efficacité reste parfois limitée en raison des contraintes politiques et économiques locales ou nationales. Mais les missions ne se limitent pas à des constats concernant la qualité de l'air. Ils participent activement aux programmes de recherches en ce domaine et constituent une aide à la décision.

Leur mode de fonctionnement et leur missions sont présentés ici ainsi que des statistiques sur polluants réglementés mesurés en France depuis 20 ans.

4-1 Politique et méthodes de travail des réseaux

4-1-1 Objectif :

Le premier objectif des pouvoirs publics a été d'installer, dans les grandes agglomérations, des réseaux de surveillance de la pollution de l'air et des réseaux d'alerte. Ces réseaux sont destinés à contrôler la pollution en mesurant systématiquement les concentrations des polluants réglementés.

- Etablir des statistiques sur les niveaux des polluants.
- Vérifier les normes de pollution pour les polluants réglementés et effectuer des mesures ponctuelles de polluants non réglementés.
- Déclencher des alertes. Par la synthèse entre les informations sur les concentrations & polluants et les prévisions météo, des arrêts momentanés du fonctionnement d'une centrale thermique, d'une usine ou des interventions sur la circulation des véhicules en zone urbaine peuvent être décidés. Cette intervention est effectuée par le préfet après information Pu réseaux.
- Informer le public par l'intermédiaire des médias. Les réseaux publient chaque jour un indice de pollution (indice AT'MO) qui caractérise la qualité de l'air dans les villes importantes

La prise de conscience des problèmes liés à la qualité de l'air est réelle et commence à porter ses fruits. En pratique les réseaux d'alerte ne fonctionnent qu'en site urbain dense ou en site industriel. En 1994 il existait, en France, près de 320 stations équipées de plus de 2000 appareils de mesure. Aujourd'hui toutes les villes ou agglomérations plus de 100000 habitants doivent posséder un réseau de surveillance de la pollution atmosphérique.

En 2003, il y a eu 39 réseaux en France, en 2005, des réseaux départementaux et en se sont groupés en un seul réseau régional couvrant l'ensemble des villes d'une région.

A côté de ces réseaux de surveillance de la pollution urbaine, il existe aussi des réseaux de surveillance de la pollution de fond. Pour l'instant ils ne servent qu'à collecter des données, afin d'établir des banques de données. Ces données sont utilisées dans des modèles permettant de prévoir les pointes de pollution ou les changements climatiques.

4-1-2 Polluants mesurés

4-1-2-1 Mesurage des polluants réglementés

Les mesures habituellement effectuées par les réseaux concernent les polluants réglementés:

- Dioxyde soufre SO_2 produit par les émissions de chauffage domestique, par les véhicules diesel et par les centrales thermiques. Auparavant on le mesurait par la méthode dite de « l'acidité forte ». Cette mesure est complètement dépassée. Elle est remplacée par la mesure par fluorescence UV.
- Oxydes d'azote NO , ($NO + NO_2$), appelé « NOXE », produits essentiellement par les véhicules automobiles. On les mesure par chimiluminescence.
- poussières déposées sur filtre. Auparavant on mesurait, par réflectométrie, les poussières noires provenant de routes, des installations de combustion et des véhicules diesel. On mesure maintenant les PM_{10} (poussières de taille inférieure à $10 \mu m$), ou les $PM_{2,5}$ (taille inférieure à $2,5 \mu m$) par pesée à l'aide de TEOM.
- ozone, surtout hors des agglomérations. Cette mesure est effectuée par chimiluminescence ou par absorption ultraviolette.

Ces mesures sont réalisées en permanence automatiquement ou semi-séquentiellement avec des pas de prélèvements courts variant de quelques minutes à quelques heures. D'autres polluants sont aussi mesurés, comme le CO , mesuré au centre des agglomérations urbaines par infrarouge non dispersif.

4-1-2-2 Autres mesures chimiques

A côté de ces mesures classiques, on effectue d'autres mesures plus ponctuelles :

- **Plomb** particulaire collecté sur filtres. Sa concentration est déterminée par absorption atomique ou chimiquement. En raison de la disparition de l'essence plombée, le plomb est de moins en moins mesuré dans l'air.

- **hydrocarbures** non méthaniques totaux (NMHC). Ces COV (composés organiques volatils) sont déterminés par chromatographie gazeuse. Comme cette mesure est peu valable, elle n'est pas pratiquée systématiquement. Mais de plus en plus, on mesure les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes) qui sont des COV dangereux pour la santé.

Par ailleurs les réseaux mesurent parfois des polluants spécifiques émis par des industries particulières :

- **fluor** total ou acide fluorhydrique HF, à l'émission ou aux alentours d'une usine d'aluminium.
- **calcium** autour d'une cimenterie
- **vanadium** autour des centrales thermiques
- **acides minéraux** tels que HCl.
- des **photooxydants** comme le PAN (peroxyacétylnitraté) et le formaldéhyde
- les COV et particulièrement les **BTEX**
- les métaux toxiques et les métaux lourds autres que le plomb (arsenic, cadmium, mercure, nickel, zinc, chrome, etc....).

Les méthodes de mesure seront vraisemblablement :

- la chromatographie gazeuse, liquide ou l'infrarouge FT pour les photo oxydants .
- la chromatographie liquide couplée à la fluorescence UV pour les HAP .
- la chromatographie gaz avec cartouche adsorbante ou canister pour les BTEX

Ces mesures sont encore souvent effectuées manuellement et on ne peut les effectuer régulièrement. Mais peu à peu des mesures automatiques se substituent aux mesures manuelles. Il s'agit très souvent de mesures spectroscopiques instantanées (DOAS par exemple).

Pour les mesures automatiques, l'envoi des données concernant les concentrations de polluants, la température, le vent local, etc... S'effectue en temps réel, à l'aide de Modem, vers une station de collecte et de traitement des données. Cette procédure permet de déclencher immédiatement des alertes. Un ingénieur vérifie sur son PC la validité des données et établit les statistiques.

En France, le premier réseau très performant, utilisant ces techniques, a été celui de France (**AIRPARIF**).

Les tâches des réseaux sont nombreuses. Le travail du personnel est le suivant:

- Contrôle et validation des données collectées
- Installation de réseaux automatiques équipés en informatique de gestion
- Traitement des données
- Gestion administrative et financière de la station
- Information des pouvoirs publics

- développement de programmes de recherche

4-1-2-3 Mesures physiques (Dynamique et Météo)

Les mesures de polluants sont associées aux mesure météo classiques, telles que :

- Anémomètre tridimensionnel (vitesse et direction du vent)
- Pluviomètre (intensité et fréquence des événements pluvieux)
- Baromètre (pression)
- Sonde de température multi niveaux (sol et 1,80m de hauteur en général)
- Hygromètre (humidité relative)
- solarimètre ou/et actinomètre (intensité lumineuse globale ou intensité par tranches de longueurs d'onde.

4-1-2-4 Mode de fonctionnement de collecte des données :

Le principe en est donné dans la **figure 16**

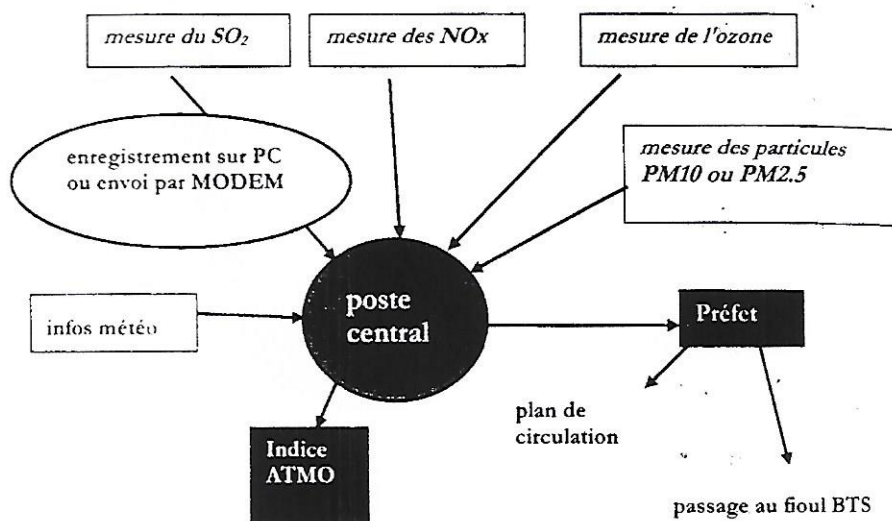


Figure 16 : Fonctionnement d'un réseau de surveillance de la pollution de l'air

4-2 Normes de pollution atmosphériques

Les normes de pollution concernent les polluants réglementés. Les concentrations acceptables correspondent à des expositions variables en durée et à des niveaux de qualité de l'air différents (seuil d'alerte, objectif de qualité, etc...). D'autre part, les mesures de qualité de fait sont réalisées dans des environnements différents.

4-2-1 Sites de proximité et sites de fond

Le choix du site constitue un paramètre critique. En effet, suivant que la mesure est

effectuée a 20, 100 on 1000 m d'une centrale thermique, au niveau de la rue ou a 5 m de hauteur, les valeurs ne sont évidemment pas les mêmes. Afin de comparer les mesures on distingue:

- Les sites de fond éloignés des sources
- Les sites de proximité proches des sources, près des axes de circulation par exemple.

Il existe des critères d'éloignement des routes ou des sources ponctuelles. Néanmoins, distinction entre les deux types de sites reste assez floue et la comparaison des résultats est parfois difficile d'un site a l'autre ou d'un réseau a l'autre, car il existe une solution de continuité, dans ces critères: ainsi un site de fond pour une ville polluée peut être plus pollué qu'un site de proximité dans une ville peu polluée. Par ailleurs les conditions météo varient sans cesse en ville et il est facile de comprendre qu'un site sous le vent d'une source est plus polluée que lorsque le vent est en sens contraire.

Les normes françaises sont:

| <i>polluant</i> | <i>Seuil d'information</i> | <i>Objectif de qualité</i> |
|-----------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| SO ₂ | 300 µg.m ⁻³ sur 1 heure | 100µg.m ⁻³ sur 24 heures |
| NO ₂ | 200 µg.m ⁻³ sur 1 heure | 135 µg.m ⁻³ sur 1 heure |
| O ₃ | 180 µg.m ⁻³ sur 1 heure | 110 µg.m ⁻³ sur 8 heures |
| PM10 | 55 µg.m ⁻³ sur 24 heures | 30 µg.m ⁻³ sur 1 an |

4-2-2 Indice ATMO

C'est l'indice habituel de la qualité de l'air fourni par les réseaux. Celui-ci est fourni a la presse écrite et parlée ou affichée dans les villes, notamment à l'entrée de celles-ci. Cet indice est établi sur une échelle de 1 a 10 (1 excellent a 10 execrable). Il est calcule en tenant compte des valeurs d'ozone, de SO₂, de NO_x, et de poussières. La plus mauvaise valeur enregistrée donne l'indice ATMO. Il est donc parfois excessivement pessimiste car les autres niveaux de pollution peuvent rester acceptables. Dans d'autres pays on calcule la moyenne arithmétique des concentrations des principaux polluants

4-2-3 Alertes

Il existe un seuil d'informations et un seuil d'alerte évidemment plus élevé.

Les niveaux d'alerte sont déclenchés pour différentes concentrations de polluants. Pour le SO₂, il existe 4 niveaux :

- Classe A: dépassement de 250 µg.m⁻³ mais inférieur a 350 µg.m⁻³
- Classe B: concentration supérieure a 350 µg.m⁻³
- Classe C: concentration comprise entre 250 µg.m⁻³ et 350 µg.m⁻³ pendant au moins 3 jours consécutifs.
- Classe D: concentration supérieure a 350 µg.m⁻³ pendant au moins 3 jours consécutifs. Actuellement, pour le SO₂, le niveau d'information est de 300 µg.m⁻³ et le seuil d'alerte est 600 µg.m⁻³

4-3 Quelques réseaux nationaux et internationaux

4-3-1 Réseau AIRPARIF

Il s'agit du réseau de Paris et de l'Île de France. Ses fonctions sont :

- La mesure de la pollution dans toute l'Île de France
- Le déclenchement d'alertes: spécialement les alertes au soufre (arrêt des installations à passage au fioul BTS (basse teneur en soufre) et les alertes à l'ozone ou aux NOx.
- L'établissement de plans de circulation automobile
- L'établissement de statistiques
- la diffusion des résultats aux pouvoirs publics et à la presse.

En 1991 il existait, à AIRPARIF, 37 stations situées à des points stratégiques: nœuds routiers voisinage de centrale ou de grosses industries, quartiers résidentiels.

L'exploitation du réseau est bidirectionnelle: le réseau fonctionne à tout instant par questionne réponses. La station centrale du réseau questionne une station de mesure.

Exemple: quel est le taux de SO₂ et de O₃, à la station 15 à 07h 15 ?

La réponse est envoyée par Modem à la station centrale qui assure les fonctions suivantes:

- Commande des étalonnages et mise à zéro des appareils
- Collecte et synthèse des données formatées sur les concentrations des polluants et l'information météo
- visualisation sur écran géant de la pollution urbaine instantanée.
- déclenchement d'alerte ponctuelle.
- cartographie complète toutes les 15 mn.
- envoi chaque heure d'un rapport et d'une carte à la Préfecture
- demande d'alerte générale éventuelle (plan de circulation, etc...)

4-3-2 Réseau APPA

Ce réseau de la Région de Bordeaux est couplé avec le réseau de surveillance de l'E autour de la centrale thermique d'Ambes et du réseau de la SHELL autour des raffineries Pauillac. 28 appareils de mesure de CO ont été implantés sur les axes routiers. Les informations sont gérées par le système GERTRUDE (Gestion Electronique de Régulation du trafic défilant les Embouteillages) qui permet de réguler le trafic des véhicules et de diminution de la pollution par intervention sur les itinéraires des véhicules et le débit des voies principales, par exemple, la circulation est modifiée sur les principaux axes suivant la direction du vent.

4-3-3 Réseau Air Normand

Depuis longtemps, un réseau d'alerte a été mis en place dans la région Rouen - Le Havre. Les niveaux de SO_2 sont particulièrement élevés, en raison des activités portuaires et des raffineries : 350 0 des installations industrielles (raffineries et centrales) sont responsables de 859 0 de la pollution. Ce réseau comprend un système de prévision météo très pointu avec des prévisions sur 6 h et sur 24 h et un système de mesure permanente du SO_2 avec une mesure toutes les 15 mn. L'alerte est déclenchée pour :

- un vent inférieur à $0,5 \text{ m}\cdot\text{sec}^{-1}$
- une inversion de température d'au moins $2,5^\circ\text{C}$ sur 100 m
- une température inférieure à 5°C

En fonction de la météo, le fonctionnement des stations de raffinage et des centrales est arrêté pour 6 heures, 1 jour flu plus. En cas de pollution, on remplace le fioul ordinaire par du fioul BTS. En 8 ans d'v a eu 102 alertes d'une durée d'au moins 6 heures. Elles se sont presque toutes produites en hiver. Ces alertes ont permis d'économiser les frais d'installation de dépollution du SO_2 tout en restant, il plus vent en dessous des normes.

4-3-4 Réseau DEFORPA

C'est un réseau de surveillance de la pollution de fond en milieu forestier. Il est focalisé sur la détermination des composés acides pouvant contribuer au Dépérissement des Forêts par la Pollution Atmosphérique (pluies acides).

Les sites forestiers surveillés, le plus souvent situés en altitude, sont installés dans les Vosges, les Cévennes, les Alpes, le Jura, les Pyrénées Atlantiques, le Morvan, Les Ardennes et dans les monts d'Armor. Les capteurs recueillent les précipitations ont une base hebdomadaire :

- Mesure du pH et de la conductivité.
- prélèvement et analyse des principaux anions et cations.

La détermination de ces espèces ioniques est complétée par des mesures de photo oxydants (PAN, aldéhydes). Toutes ces espèces sont impliquées dans les mécanismes de pollution photo oxydante dont on connaît les effets néfastes sur les végétaux et les arbres. La principale location est située au Donon dans les Vosges. Elle permet aussi d'étudier les brouillards, les précipitations neigeuses et les sols. Les prélèvements d'air sont effectués sur une tour de 20 m de haut, sur trois no eaux.

4-3-5 Réseaux Internationaux

Ci dessous quelques noms de réseaux internationaux :

- EMEP (European Monitoring and Evaluation Program) contrôle par la CEE
- BAPMON (Background Air Pollution Monitoring Network) contrôle par l'ONU et le s11 D (convention de Genève de 1979).
- MERA (ISPRA)

Ces réseaux sont destinés à mesurer la pollution atmosphérique à l'échelle globale (pollution transfrontalières, effet de serre, ozone, changement climatique). Plus de 100 pays dans le monde participent à ces réseaux. En France, le réseau BAPMON possède trois stations situées à Carpentras, Abbeville et Gourdon. Pour l'instant on y mesure les oxydes de carbone, d'azote et soufre et l'ozone. L'effort est porté sur l'équipement destiné à mesurer les COV et les oxydants, HCHO le HCHO et le PAN. La mesure des HAP est aussi prévue.

Ces réseaux ne sont pas encore tous connectés entre eux. Ainsi les stations travaillent souvent suivant des protocoles différents

- durée variable des prélèvements: une heure, une journée ou une semaine
- différents modes de prélèvements (installations à différentes hauteurs).

Un gros effort de normalisation et d'échanges de données est effectué afin d'améliorer les performances des réseaux internationaux. La cohérence s'installe et une harmonisation est en cours en ce qui concerne le type de matériel utilisable, leurs emplacements par rapport aux sources principales de pollution, etc...

4-3-6 Evolution des émissions depuis l'année 2000 :

Depuis le début du XXI^{ème} siècle, en Europe, les tendances sont les suivantes :

- Le polluant dont la concentration augmente sans cesse et le plus fortement est l'ozone, c'est pourquoi les médias se focalisent souvent sur ce polluant, surtout pendant l'été (épisode de canicule de l'été 2003). Il est maintenant fréquent de dépasser les seuils acceptables pour l'ozone.
- Les épisodes de pollution photochimique sont toujours accompagnés de fortes teneurs en dioxyde d'azote.
- En revanche, les teneurs en SO₂, continuent de baisser, mais la baisse est moins sensible que dans les années 1980, car l'essentiel des efforts est maintenant accompli.
- On connaît mal la tendance pour les particules. Les résultats sont contradictoires.

À côté de ces épisodes « classiques » il y a aussi des épisodes très particuliers liés à des « crises industrielles » ou à des accidents : explosion, émission de dioxines, de métaux lourds ou de composés organiques toxiques. Ces cas critiques participent aussi fortement à la dégradation de la qualité de l'air.

5- Dosages des gaz (SO₂ et NO_x) dans la région d'Annaba :

Objectifs :

Avant 2002, le réseau de surveillance de la qualité de l'air n'existait pas au niveau de la région d'Annaba, alors, il fallait opter pour une méthode analytique permettant le dosage de SO₂ et NO_x dans l'air. Ainsi, afin de suivre l'évolution de cette pollution, nous nous sommes basés sur les données de Sama-Safia de l'an 2002, jusqu'à 2006 concernant toujours les principaux polluants acides (SO₂ et NO_x).

5-1 Matériels et méthodes :

5-1-1 Méthodes d'analyses et de traitements des données :

5-1-1-1 Le test t de Student

Le réalisation du test t de **STUDENT** a été faite soit en comparant la valeur de tobs observée avec la valeur théorique $t_{1-\alpha/2}$ triée à partir de la table t de **STUDENT** pour un niveau de signification $\alpha = 0,05$ et pour un certain nombre de degrés de liberté (ddl), soit en comparant la valeur de la probabilité P avec le niveau $\alpha = 0,05$. Dans le premier cas on a considéré qu'il existe des différences significatives entre les deux moyennes si la quantité t_{obs} était supérieure ou égale à la valeur $t_{1-\alpha/2}$ ($t_{obs} \geq t_{1-\alpha/2}$) et dans le deuxième cas on a considéré qu'il existait des différences significative si la valeur de P était inférieure ou égale à la valeur $\alpha = 0,05$ ($p \leq \alpha = 0,05$).

5-1-1-2 Le test de l'analyse de la variante (ANOVA) :

Le test d'analyse de la variante à un critère ou à un facteur de classification consiste à comparer plus de deux moyennes de plusieurs populations à partir des données d'échantillons aléatoires simples et indépendants (**Dagnelie, 1999**).

La réalisation du test se fait en comparant la valeur de F_{obs} avec une valeur théorique $F_{1-\alpha}$ extraite à partir de la table F de **FISHER** pour un niveau de signification $\alpha = 0,05$ ou 0,01 ou 0,001 et pour K_1 et K_2 degrés de liberté, soit en comparant la valeur de la probabilité P avec toujours les différents valeur de $\alpha = 5\%$ ou 1% ou 0,1%. Selon que cette hypothèse d'égalité des moyennes est rejetée au niveau $\alpha = 0,05$, 0,01 ou 0,001, on dit conventionnellement que l'écart observé est significatif, hautement significatif ou très hautement significatif. On marque généralement ces écarts d'un, deux ou trois astérisques (**Dagnelie, 1999**). Tous les calculs ont été effectués à l'aide du logiciel **MINITAB(X, 2000)**.

5-1-2 Choix des sites d'échantillonnage

Pour mieux estimer les niveau de pollution acide dans les région d'Annaba , il est important de mettre en place un réseau de prélèvement en essayant de choisir des sites correctement distribués près des principales sources de pollution : sources industrielles (complexe des engrais phosphatés) « **FERTIAL** » et le complexe sidérurgique d'El-Hadjar « **METAL STEEL** » ainsi qu'une autre source de pollution aussi dangereuse émettrice des No_x qui est le trafic routier .

Les sites que nous avons sélectionné pour cette études sont les suivant :

Trois transects par rapport à Asmidal , **tableau26**

Transect Ouest (Annaba El-hadjar).

Transe .Sud-ouest (sur la route Annaba – Guelma).

Transect .Est- (sur la route Annaba El-Kala)

Au niveau de chaque transect .nous avons retenus 03 sites

.Tableau 26: position des sites / ASMIDAL (distance en Km)

| Direction | | Est | Sud ouest | Ouest |
|-----------|---|-----|-----------|-------|
| Sites | | | | |
| | 1 | 5 | 8 | 5 |
| | 2 | 25 | 23 | 22 |
| | 3 | 32 | 29 | 30 |

Le site témoin est à El-kala à 80 Km à l'Est de la source de pollution.

5-1 3- Méthodes de prélèvement:

La méthode de prélèvement que nous avons utilisé pour le dosage du SO₂ et NO_x est la méthode la plus répandue qui est la méthode d'absorption est plus précisément la technique de barbotage:

Cette méthode nous permet de retenir les polluants par simple solubilisation et ou par réaction chimique avec la phase liquide.

Pour que le piégeage soit efficace, il faut bien entendu que les polluants aient tendance à passer de la phase gazeuse à la phase liquide.

Nous nous méfions à cet égard des composés très solubles, comme le so₂ par exemple, que l'on pense pouvoir piéger facilement dans l'eau pure. En pareil cas, nous avons recours à une réaction chimique pour améliorer la quantité de captage.

Cette réaction consiste à transformer le gaz dissous en une autre forme chimique dont l'équilibre gaz- liquide est plus favorable. Le choix du liquide de barbotage exige qu'on connaisse qualitativement la composition de l'effluent à analyser et la chimie de ses constituants.

Voici quelques exemples, à titre indicatif:

- Piégeage d'acide minéraux ou organique(barbotage dans une solution basique).
- Piégeage d'ammoniac, d'amine ou de composés basiques(barbotage dans une solution acide).Perret, 1986.

Nous notons que le degré d'absorption dépend du volume d'échantillon d'air et du contact gaz-liquide lui même lié à la dimension des bulles de gaz. Plus celle ci sont petites et plus la surface utile va être accru , cela est favorisé par l'intermédiaire d'un disque de verre fritté, solution très efficace..

Le temps de contact dépend du débit gazeux et du liquide traversé par les bulles de gaz, d'ou la forme donnée au barboteurs.

Enfin, la vitesse de la réaction chimique est fonction du choix du réactif et sa concentration. Il est aussi préférable que ce réactif soit assez spécifique d'un polluant donné. **Tableau 27 Viallet, 1971**

Tableau27 Efficacité d'absorption de certains polluant de l'air atmosphérique

| Substances | Liquides absorbant | Vitesse de l'air | Degré d'absorption % |
|-----------------|-------------------------------|------------------|----------------------|
| CO ₂ | Ba(OH) ₂ | 1-15 | 60-80 |
| NO ₂ | réactif de saltsman | 0.4 | 94-99 |
| SO ₂ | tetrachlore mercurate sodium. | 2-3 | 89 |

Source: Katchmare et Christalen; 1969.

Ainsi comme nous l'avons précisé auparavant, nous avons utilisé cette technique d'absorption mais modifié d'après nos moyens pratiques:

Nous avons utilisé un système de deux bombonnes en verre de 9 litres chacune figure 2. L'une des deux est reliée en haut à un barboteur figure 3 et en bas à une autre bombonne. Le prélevement d'échantillon de SO₂ se fait à un débit de 2l/mn et à une durée entre 20 et 30mn, NO_x se fait à un débit de 5 à 7l/h.

Nous remplissons la première bombonne qui en relation avec le barboteur de 9 litres d'eau et nous injectons à l'aide d'une seringue dans le barboteur 5ml de la solution d'absorption spécifique du gaz que nous voulons étudier.

Nous mettons cette bombonne à une hauteur de 1m/s. Nous enlevons la pince et au fur et à mesure que l'eau passe par le barboteur, qui était vide, l'air va passer par le barboteur formant des bulles avec piégeage du gaz dans la solution

5-1-4 Méthodes analytiques:

Les échantillons d'air prélevés nous permettent de doser le SO₂ et les NO_x, ce qui exige beaucoup de manipulation au laboratoire

5-1-4 -1 Dosage du SO₂ par spectrophotométrie à la pararosaniline

Le principe de ce dosage (Bobe r et Kohen, 1977) consiste en une réaction entre le dioxyde de soufre et la pararosaniline et le formaldéhyde en milieu acide. La solution se colore en rouge violet et l'intensité de la coloration dépend de la quantité de SO₂, la sensibilité de la méthode est 0.5mg de SO₂ dans le volume analysé.

► Réactifs utilisés:

-Solution étalon de SO₂ par spectrophotométrie à la pararosaniline

La solution mère contient 4mg/ml SO₂. Elle est préparée en dissolvant 0.5936g de pirosulfate de sodium dans un erlen de 100ml d'eau distillée.

-Solution étalon A:

Concentration de 20mg/ml, préparée en prenant 0.5ml de la solution mère dans un erlen de 100ml de la solution d'absorption.

-Solution étalon de travail:

A concentration de 2mg/ml obtenus en diluant la solution a e 10 fois.

-Solution d'absorption:

Tetrachloromercurate de sodium 0.1nN, dans un erlen de 1 litre contenant 800ml d'eau distillée, ajouter 27.2g de bichlorure de mercure (HGCL₂)+11.7 chlorure de sodium. Après la dissolution complète de sels, ajouter de l'eau jusqu'à 1 litre. Après quelques heures, filtrer la solution à travers un filtre de verre et mettre le filtrat dans une bouteille fermée.

- Solution de para rosaniline à 0.04%:

Dans un erlen de 500ml, mettre 400ml d'eau distillée, puis ajouter 0.2g de pararosaniline qui se dissout facilement, après 24h, ajouter 30ml d'acide chlorhydrique concentré, d=1.19 puis, de l'eau

Distillée jusqu'à 500ml et agiter. Laisser la solution se reposer 24h, doit être conservée à l'obscurité à température normale.

- Solution de formaldéhyde à 0.2%:

Prendre 2.5ml de la solution 40% formaldéhyde et y ajouter de l'eau distillée jusqu'à 500ml. Enfin, le protocole de l'analyse proprement dite est le suivant: dans un tube à essai, mettre 2 à 8ml de l'échantillon et y ajouter 8ml de la solution de formaldéhyde et de 1ml de la solution de para rosaniline. Agiter, après 20mn, mettre cette solution dans une cuvette et mesurer la densité optique contre un témoin à la longueur d'onde 560nm. La durée de la décoloration est

30mn. La concentration de SO₂ dans le volume à analyser se détermine par la courbe d'étalonnage

Nous avons préparé une échelle étalon **tableau 28**

Tableau 28 Echelle étalon de SO₂

| N° des tubes en série | Solution étalon | | | | | | | Témoin |
|--------------------------------|-----------------|-----|-----|-----|-----|------|------|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Solution étalon de travail(ml) | 0.25 | 0.5 | 1.0 | 2.0 | 4.0 | 6.0 | 8.0 | 0.0 |
| Solution d'absorption (ml) | 7.75 | 7.5 | 7.0 | 6.0 | 4.0 | 2.0 | 0.0 | 8.0 |
| SO ₂ en ug | 0.5 | 1.0 | 2.0 | 4.0 | 8.0 | 12.0 | 16.0 | 0.0 |

5-1-4-2 Dosage des NO_x par spectrophotométrie à la réaction de Griess Saltzman

Les oxydes d'azotes forment en se dissolvant dans l'eau des quantités égales d'acide nitreux et d'acide nitrique (Bober et Kohen, 1977).



L'ion nitrite réagit avec le réactif de Gris Ilosvy en formant un azocolorant de couleur rouge-rose. L'intensité de la coloration dépend de la quantité de NO_x dans l'air étudié. la sensibilité de la methode est de 0.3mg dans le volume analysé.

► **Réactifs utilisés:**

- **Solution étalon mère à concentration 100mg/ml:**

Dans un erlen de 100ml, dissoudre 0.015g de nitrite de sodium NaNO₂ dans une solution d'iodure de potassium KI à 8%.

- **Solution d'iodure de potassium à 8%.**
- **Solution de sulfite de sodium NaSO₃ à 0.01mole.**
- **Acide acétique à 10%.**
- **Solution d'acide sulfamilique:**

0.5g d'acide sulfamilique dans 150ml d'acide acétique à 10%.

- Solution de α naphtylamine:**

0.1g de α naphtylamine + 20ml d'eau distillée. Chauffer au bain- marie jusqu'à l'obtention d'une goutte rose violette. Ajouter attentivement 150ml d'une solution à 10% d'acide acétique.

- **Réactif de Griess Saltzman**

Avant le dosage, prendre deux quantités égales de la solution d'acide sulfamilique et la solution α naphtylamine. . L'analyse proprement dite consiste à: Préparer nos échantillons d'après une échelle étalon **tableau 29**.

Dans chacune des 8 éprouvettes nous mettons 1ml de réactif de en Griess Saltzman agitant énergiquement, puis après 20mn, ajouter 0.5ml de la solution de sulfite de sodium à 0.01 mole.
 en agitant toujours. Nous mesurons la densité optique de l'échantillon contre le témoin après 20mn à longueur d'onde 530nm

Tableau 29 Echelle étalon des NOx

| N° de tubes en série | Solution étalon | | | | | | | témoin |
|--------------------------------|-----------------|------|-----|-----|-----|-----|-----|--------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | |
| Solution étalon de travail(ml) | 0.03 | 0.05 | 0.1 | 0.2 | 0.3 | 0.4 | 0.5 | 0 |
| KI solution 8% (ml) | 4.97 | 4.95 | 4.9 | 4.8 | 4.7 | 4.6 | 4.5 | 5 |
| NO2 (ug) | 0.3 | 0.5 | 1.0 | 2.0 | 3.0 | 4.0 | 5.0 | 0 |

5-1-5 Résultats et discussions:

5-1-5-1 Résultats et interprétation des SO₂

Les résultats du dosage du SO₂ dans l'air au niveau des différents transects sont illustrés dans les tableaux suivants :

Tableau30 : concentration du SO₂ au niveau du transect Est/ASMIDAL (1999)

| Sites | Concentrations | Cmax | Cmin | Cmoy | C max/min |
|--------|----------------|-------|--------|--------|-----------|
| 1 | 71.066 | 71.07 | 71.07 | 21.28 | 1.0 |
| | 71.066 | | | | |
| | 71.066 | | | | |
| 2 | 25.569 | 28.92 | 25.569 | 27.805 | 1.13 |
| | 28.923 | | | | |
| | 28.923 | | | | |
| 3 | 9.169 | 11.67 | 9.17 | 10.058 | 1.27 |
| | 11.67 | | | | |
| | 9.336 | | | | |
| Témoin | 20.30 | 24.03 | 20.3 | 10.05 | 1.18 |
| | 24.03 | | | | |
| | 20.20 | | | | |

Tableau31 : Concentration du So2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au niveau du transect Ouest / ASMIDAL (1999)

| Paramètres | Concentrations | C max | C min | C Moy | C max/min |
|------------|-------------------------------|--------|--------|--------|-----------|
| Sites | | | | | |
| 1 | 322.118 304.223 322.118 | 322.12 | 304.22 | 283.50 | 1.05 |
| 2 | 202.815 220.71 200.65 | 220.71 | 200.65 | 138.36 | 1.09 |
| 3 | 8.834 7.656 8.834 | 8.854 | 7.66 | 8.41 | 1.15 |

Tableau 32: Concentration du SO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au niveau du transect Sud-Ouest / ASMIDAL (1999)

| Paramètres | Concentrations | C max | C min | C Moy | C max/min |
|------------|-------------------------------|--------|--------|--------|-----------|
| Sites | | | | | |
| 1 | 216.830 375.05 281.29 | 378.05 | 216.83 | 315.50 | 1.72 |
| 2 | 199.993 199.993 187.287 | 200.00 | 187.29 | 195.43 | 1.06 |
| 3 | 171.680 187.287 171.680 | 187.29 | 171.68 | 176.60 | 1.09 |

L'examen des résultats statistiques du **tableau 33** relatif à la comparaison des moyennes des SO₂ au niveau des différents sites pour chaque transect, montre qu'il existe des différences très hautement significatives (P=0.000).

Le **tableau 34** relatif à la comparaison des moyennes de SO₂ au niveau des différents transect pour chaque site, indique aussi des différences très hautement significatives (P=0.001).

Tableau 33: Comparaison des moyennes des SO2 au niveau des différents sites pour chaque transect à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--|-------|----------|---------|---------|-----------------|
| Difference entre sites (transect Est) | 3 | 6400.30 | 815.05 | 815.05 | 0.000*** |
| Difference entre sites (transectOuest) | 3 | 201002.6 | 1149.28 | 1149.28 | 0.000*** |
| Difference entre (transect Sud ouest) | 3 | 112224 | 23.13 | 23.13 | 0.000*** |

Tableau34 : Comparaison des moyennes des SO2 au niveau des différents transects pour chaque sites à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-----------------------------------|-------|---------|---------|---------|-----------------|
| Difference entre transect (site1) | 2 | 109097 | 54549 | 25.42 | 0.001*** |
| Difference entre transect (site2) | 2 | 60850.7 | 30425.3 | 510.54 | 0.000*** |
| Difference entre transect (site3) | 2 | 56205.2 | 28102.6 | 1008.34 | 0.000*** |

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter la figure 17

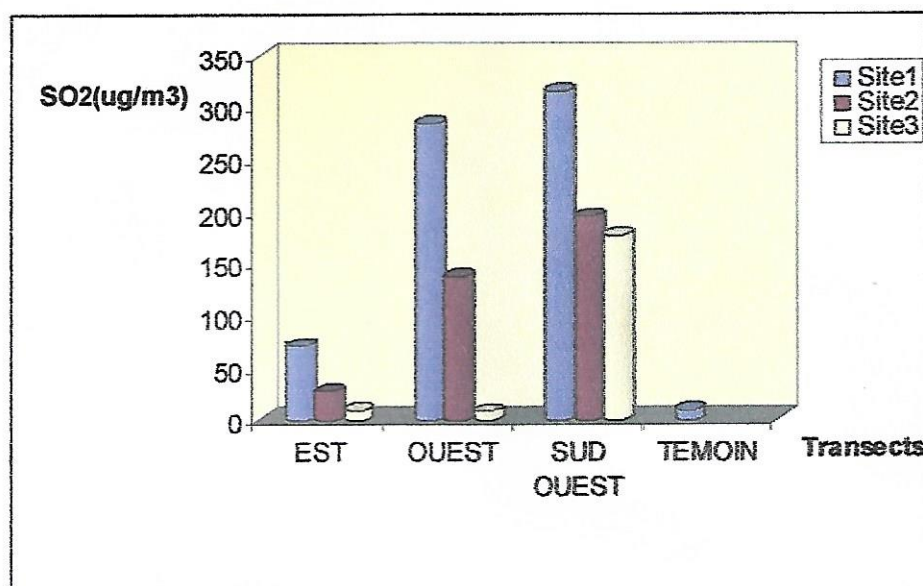


Figure17 : Concentrations des SO2 au niveau des différents transects (1999)

Nous constatons qu'au niveau des différents transects, les concentrations des SO2 diminuent au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source de pollution (ASMIDAL).

► **Au niveau du transect Est :**

Les concentrations moyennes enregistrées au niveau de cette direction à différentes distances sont relativement faibles (à 5 Km = 71.066 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, à 32 Km = 10.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de SO2).

Sur ce même transect et plus exactement à 80 Km de la source de pollution est situé le site témoin (à El-Kala) qui enregistre une concentration moyenne de 10.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ceci pourrait être expliqué par le fait que pendant notre période d'étude, la direction Est n'était pas la direction dominante des vents.

► **Au niveau du transect Ouest :**

Les concentrations moyennes au niveau de ce transect sont élevées, dépassant les normes, ceci à 5 Km de la source de pollution (283.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Par contre à 30 Km, la concentration moyenne des SO2 est négligeable (8.41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

► **Au niveau du transect sud-ouest :**

Nous constatons qu'au niveau de ce transect, les concentrations de SO2 des différents sites sont très élevées.

La concentration moyenne la plus élevée est enregistrée à 5 Km de la source de pollution (315.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), dépassant largement les normes admissibles par l'OMS (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette concentration diminue au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la source de pollution (176.60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 29 Km).

Ce qui pourrait être expliqué d'une part par le fait que pendant notre période d'échantillonnage, la direction sud-ouest est la direction dominante des vents.

D'autre part par l'intervention d'une autre source qui est le complexe sidérurgique d'El-Hadjjar (Metal Steel) se trouvant sur ce même transect.

En ce qui concerne l'indice de dispersion (C_{max}/C_{moy}) nous avons trouvé des valeurs supérieures à l'unité , ce qui nous permet de dire que la nature de dispersion n'est pas uniforme au niveau de la direction Sud ouest **Figure18**

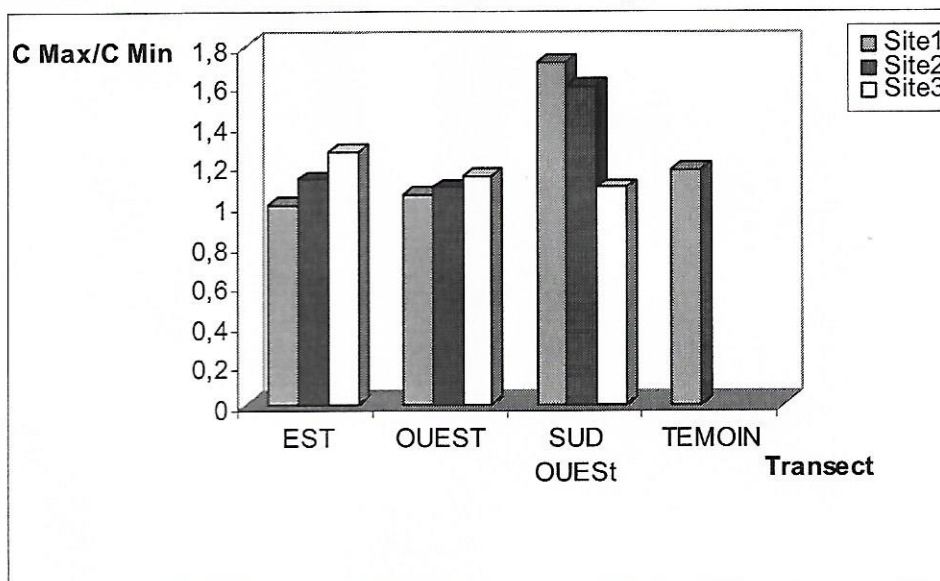


Figure18 : Indice de diffusion du SO2 selon les 3 transects

L'équivalent acide (Aeq) caractérise la quantité globale de substances rejetées dans l'atmosphère qui contribuent aux phénomènes d'acidification des milieux terrestre, aérien et aqueux. Cet indicateur est basé sur la mobilisation potentielle de l'ion H⁺. Le calcul est effectué en pondérant les émissions de chaque polluants par un coefficient représentant son potentiel d'acidification : SO₂ : 0.0313, NO_x : 0.0217.

La **figure19** nous permet d'avoir une idée sur les émissions des SO₂ exprimées en « Aeq » au niveau des différents transects.

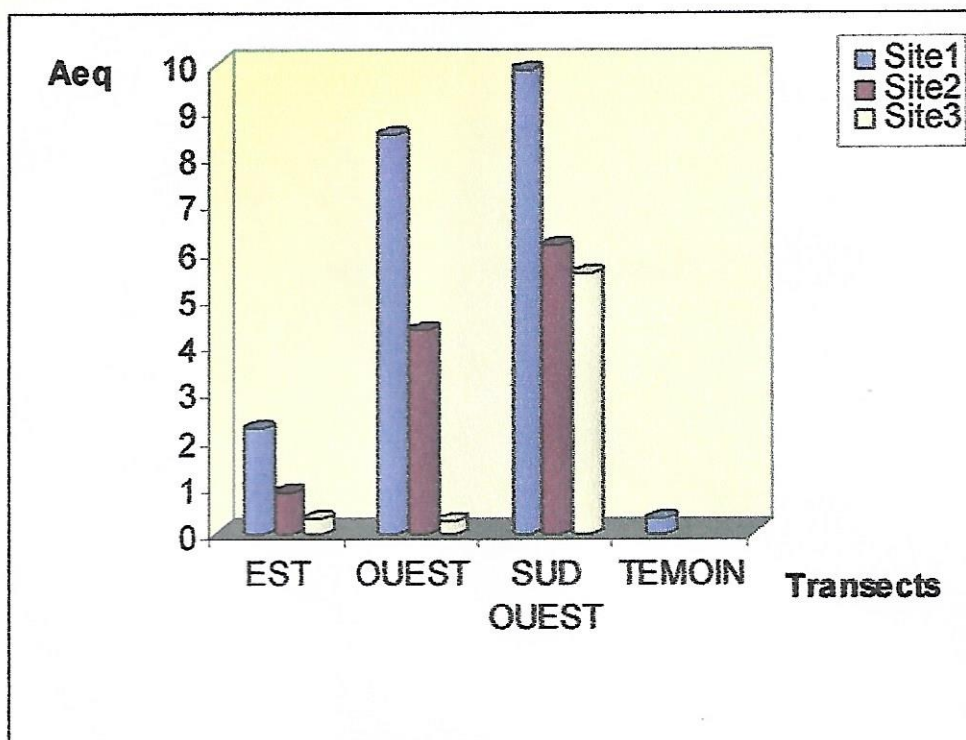


Figure19 : Emissions des SO2 au niveau des différents transects (1999)

5-1-5-2 Résultats et interprétation des NO_x

Les résultats du dosage des NO_x dans l'air au niveau des différents transects sont illustrés dans les tableaux suivants :

Tableau 36 : Concentration des NO_x (µg/m³) au niveau du transect Est / ASMIDAL

| Sites | Concentrations | Cmax | Cmin | Cmoy | C max/min |
|--------|----------------|---------|---------|---------|-----------|
| 1 | 526.911 | 526.911 | 409.345 | 481.866 | 1.28 |
| | 409.345 | | | | |
| | 409.345 | | | | |
| 2 | 166.784 | 200.00 | 158.90 | 175.228 | 1.25 |
| | 158.900 | | | | |
| | 200.00 | | | | |
| 3 | 74.131 | 80.901 | 74.131 | 76.387 | 1.09 |
| | 74.131 | | | | |
| | 80.901 | | | | |
| Témoin | 70.52 | 70.52 | 50.75 | 61.90 | 1.38 |
| | 65.13 | | | | |
| | 50.74 | | | | |

Tableau 37 : Concentration des NO_x (µg/m³) au niveau du transect Ouest / ASMIDAL (1999)

| Sites | Concentrations | Cmax | Cmin | Cmoy | C max/min |
|-------|----------------|---------|---------|---------|-----------|
| 1 | 890.954 | 890.954 | 700.121 | 802.18 | 1.27 |
| | 700.121 | | | | |
| | 812.950 | | | | |
| 2 | 359.234 | 359.234 | 200.542 | 291.986 | 1.79 |
| | 315.950 | | | | |
| | 200.542 | | | | |
| 3 | 239.125 | 254.561 | 200.90 | 231.528 | 1.20 |
| | 254.561 | | | | |
| | 200.90 | | | | |

Tableau 38 : Concentration des NO_x (µg/m³) au niveau du transect Sud ouest / ASMIDAL

| Sites | Concentrations | Cmax | Cmin | Cmoy | C max/min |
|-------|----------------|----------|----------|----------|-----------|
| 1 | 1294.162 | 1923.249 | 1294.162 | 1713.553 | 1.85 |
| | 1923.249 | | | | |
| | 123.249 | | | | |
| 2 | 653.179 | 653.179 | 391.123 | 490.065 | 1.67 |
| | 425.893 | | | | |
| | 391.123 | | | | |
| 3 | 251.642 | 467.336 | 251.64 | 324.512 | 1.48 |
| | 467.336 | | | | |
| | 254.56 | | | | |

► **Etudes statistiques :**

L'examen des résultats statistiques du **tableau39** relatif à la comparaison des moyennes des NO_x au niveau des différents sites pour chaque transect, indique qu'il existe des différences très hautement significatives (P=0.000).

Le **tableau40** relatif à la comparaison des moyennes des NO_x au niveau des différents transect pour chaque site, montre aussi une différence très hautements significatives (P=0.001) entre transect au niveau du site 1 ,par contre une difference seuleent significative entre transect site 2 (P=0.019) et(P=0.016) entre transect site 3.

Tableau39 : Comparaison des moyennes desNOx au niveau des différents sites pour chaque transect à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--|-------|---------|---------|-------|-----------------|
| Difference entre sites (transect Est) | 3 | 289385 | 96462 | 74.25 | 0.000*** |
| Difference entre sites (transectOuest) | 3 | 915137 | 305046 | 72.47 | 0.000*** |
| Difference entre (transect Sud ouest) | 3 | 4825874 | 1608625 | 38.40 | 0.000*** |

Tableau40 : Comparaison des moyennes des SO2 au niveau des différents transects pour chaque sites à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-----------------------------------|-------|---------|---------|-------|-----------------|
| Difference entre transect (site1) | 2 | 2555762 | 1277881 | 26.30 | 0.001*** |
| Difference entre transect (site2) | 2 | 152003 | 76001 | 8.30 | 0.019* |
| Difference entre transect (site3) | 2 | 94496 | 47248 | 8.82 | 0.016* |

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter la figure20

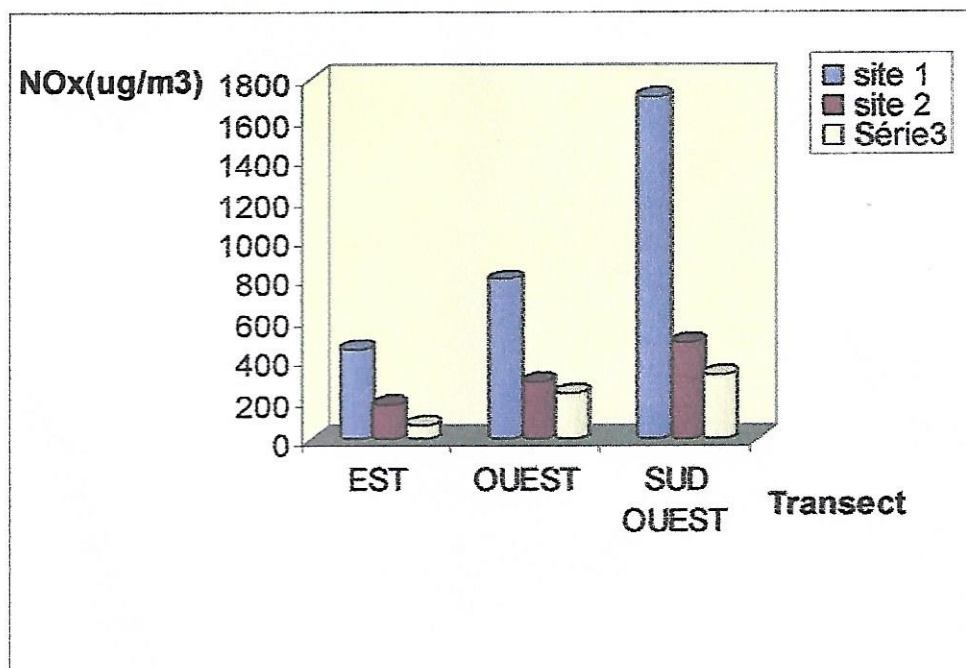


Figure20 : Concentrations des NOx au niveau des différents transects

D'après cette figure nous constatons que le transect Est est aussi le moins touché par la pollution azotée (à 5Km=481.866 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et qu'il ya une nette diminution de la concentration des NOx au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la source de pollution « ASMIDAL ». Nous remarquons que le transect Sud ouest est aussi le plus touché par la pollution dépassant de très loin les normes admissibles de l'OMS (85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (à 8Km =1713.553 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, à 29Km=324.512 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

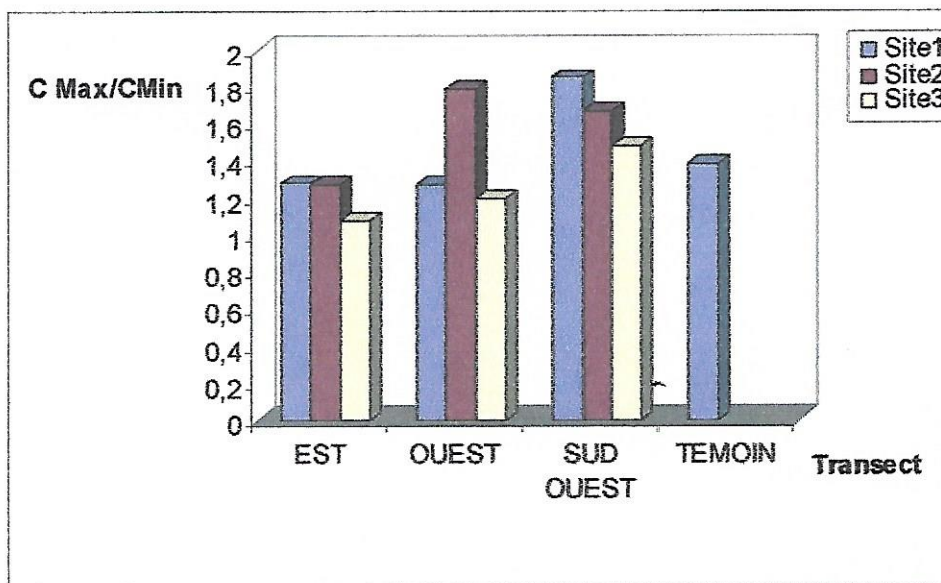


Figure21 : Indice de diffusion du NOx selon les 3 transects

D'après la figure 21 la nature de la dispersion des polluants n'est pas uniforme au niveau des transects ouest et sud ouest.

Nous pouvons aussi exprimer nos résultats d'après L'équivalent acide (Aeq). Le calcul est effectué en pondérant les émissions des, NOx par un coefficient représentant son potentiel d'acidification : NOx : 0.0217.

La figure 22 nous permet d'avoir une idée sur les émissions des NOx exprimées en « Aeq » au niveau des différents transects (Aeq=400, au niveau du transect Sud ouest)

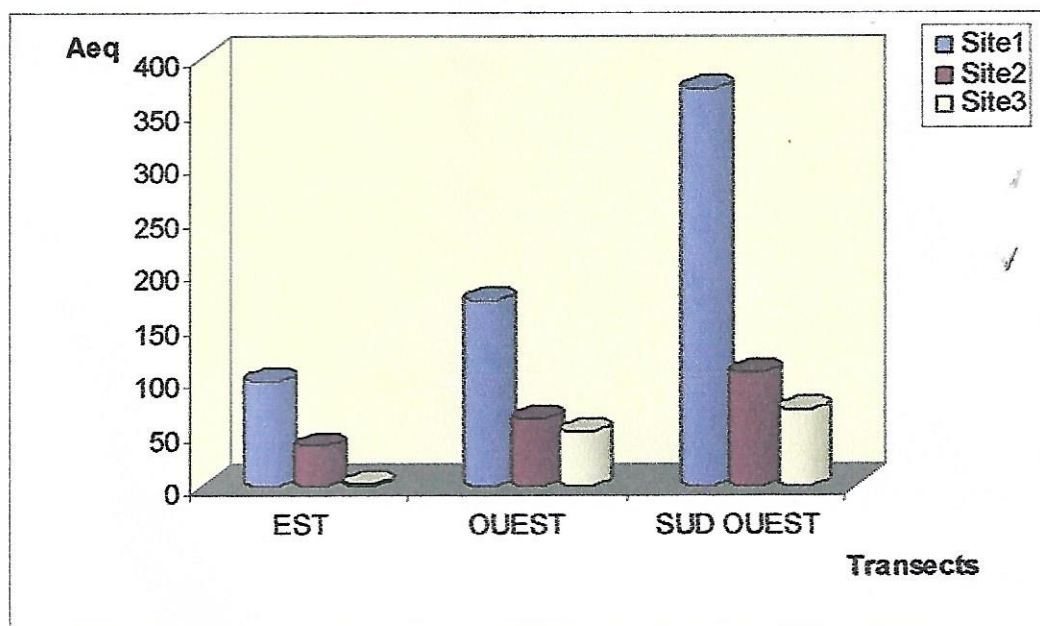


Figure22 : Emissions des NOx au niveau des différents transects

Conclusion :

D'après les émissions acides exprimés en Aeq au niveau de la région d'Annaba durant l'année 1999 nous pouvons déduire que les émissions des NOx était de près de 40 fois plus celle des SO2 tout près de la source de pollution ceci au niveau du transect « Sud ouest » qui était le plus touché par la pollution

6- Estimations des émissions des SO2 et NOx enregistrés par « SAMA SAFIA » de (2002-2006) :

6-1 Définition et localisation des stations de mesure:

6-1-1 Station 1 ou station de type de référence: Aéroport

Avec double baie de mesure composées de différents analyseurs destinés à la mesure du: benzène toluène, oxyde d'azote, hydrocarbures totaux, monoxyde de carbone, ozone et les particules en suspension (poussière).

Cette station est implantée dans un endroit dégagé à proximité du centre météorologique Aéroport les Salines Annaba, limité par les coordonnées Lambert: X(955,100) et Y(404,250).

Cet emplacement loin des agglomérations et les zones industrielles à pour objectif de surveiller la pollution de fond (notamment photochimique).

6-1-2 Station 2 et 3 ou stations de type forte pollution: El-Bouni et Sidi Amar

Avec double baies de mesure composée de différents analyseurs destinés à la mesure du dioxyde de soufre, de l'oxyde d'azote, des hydrocarbures totaux, du monoxyde de carbone, et des particules en suspension (poussière).

L'emplacement choisis pour ces stations est El-Bouni et Sidi Amar; la première est implantée au centre de Prévention Maternelle Infantile PMI, El-Bouni, limité par les coordonnées Lambert: X(949,100) et Y(405,650) et la seconde est située dans le siège de l'Administration Centrale de l'Université Badji Moktar, Annaba (Sidi Amar) limité par les coordonnées Lambert: X(947,500) et (402,500).

Ces endroits permettent d'évaluer la pollution atmosphérique résultante de phénomène de panaches ou d'accumulation à proximité des sources industrielles notamment le complexe sidérurgique ISPAT et le complexe des engrais phosphatés FERTIAL.

6-1-3 Station 4 ou station de type Base: Centre de santé

Avec doubles baies de mesure composée de différents analyseurs destinés à la mesure d'oxyde d'azote, des hydrocarbures totaux, du monoxyde de carbone, et de des particules en suspension (poussière).

L'emplacement de cette dernière est le centre ville de Annaba limité par les coordonnées Lambert: X (950,900) et Y (411,800) plus précisément (au sein du centre de santé Larbi Khrouf (Terfaya, 2005).



Figure 25 : Station de mesure « Sama Safia »

6-2 Résultats et discussions

Tableau41 : Comparaison des moyennes des NOx au niveau des différentes stations pour chaque période d'étude à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|----------------------------------|-------|--------|-------|-------|-----------------|
| Différence entre Stations (2002) | 3 | 494.8 | 164.9 | 1.99 | 0.148N |
| Différence entre Stations (2003) | 3 | 1114.8 | 371.6 | 8.50 | 0.000*** |
| Différence entre Stations (2004) | 3 | 507.9 | 169.3 | 9.65 | 0.001*** |
| Différence entre Stations (2006) | 3 | 4915 | 1638 | 15.63 | 0.000*** |

L'examen des résultats statistiques du **tableau 41** relatif à la comparaison des moyennes des NOx au niveau des différentes stations et pour chaque période montre qu'il existe des différences très hautement significatives ($P=0.000$, $P=0.001$) ceci entre stations courant l'an 2003, 2004 et 2006, par contre pendant l'année 2002 la différence entre stations n'est pas significative.

Tableau42 : Comparaison des moyennes des SO₂ au niveau des différentes stations pour chaque période d'étude à l'aide du test t de Student

| Sources | moyenne | Tobs | P |
|----------------------------------|--------------|------|---------|
| Différence entre Stations (2002) | 16.3 15.2 | 0.17 | 0.867NS |
| Différence entre Stations (2003) | 24.0 12.4 | 1.58 | 0.128NS |
| Différence entre Stations (2004) | 5.33 9.33 | 2.12 | 0.101NS |

Le **tableau 42** montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les stations 2 et 3 (El bouni et Sidi amar) ceci pour chaque période concernant les concentrations des SO_2

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter la **figure** suivante :

La **figure 26** montre qu'il y a une baisse des émissions des SO_2 pendant l'année 2004 par rapport à 2002 et 2003, seulement au cours des années précédentes 2002 et 2003 les émissions au niveau d'El bouni étaient supérieures à celle de Sidi amar ce qui n'est plus le cas en 2004 ceci est dû aux fortes émanations émises par Metal steel qui se répercutent sur le site Sidi Amar très proche de cette source, par contre El bouni n'est plus touchée par les rejets d'Asmidal comme auparavant suite à l'utilisation de certains moyens de dépollution par ce complexe.

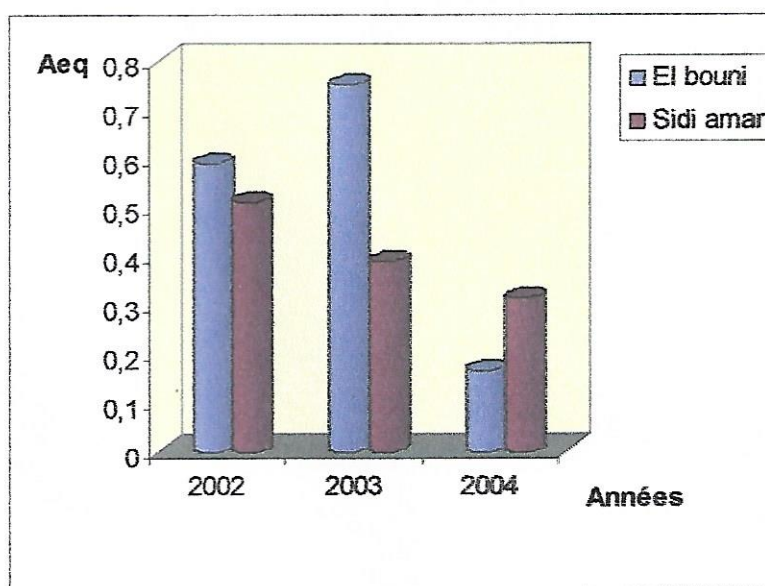


Figure 26: Emissions annuelles des SO_2 au niveau des Stations 2 et 3

Les **figures 27 et 28** montrent que d'une part, il existe une différence de concentrations ou d'émissions des NO_x entre les 4 stations et d'autre part l'évolution dans le temps de ces émissions d'une station à une autre s'exprime ainsi :

* Les 4 stations enregistrent en 2002 des émissions d' NO_x élevées qui diminuent en fonction du temps pour quelques sites seulement, autrement dit El bouni et L'aéroport enregistrent des valeurs faibles des SO_2 . En 2006, par contre les émissions à Annaba et Sidi amar

Sont en augmentations par rapport aux années précédentes. Le trafic routier en est la cause ainsi que les rejets émis par Mital steel.

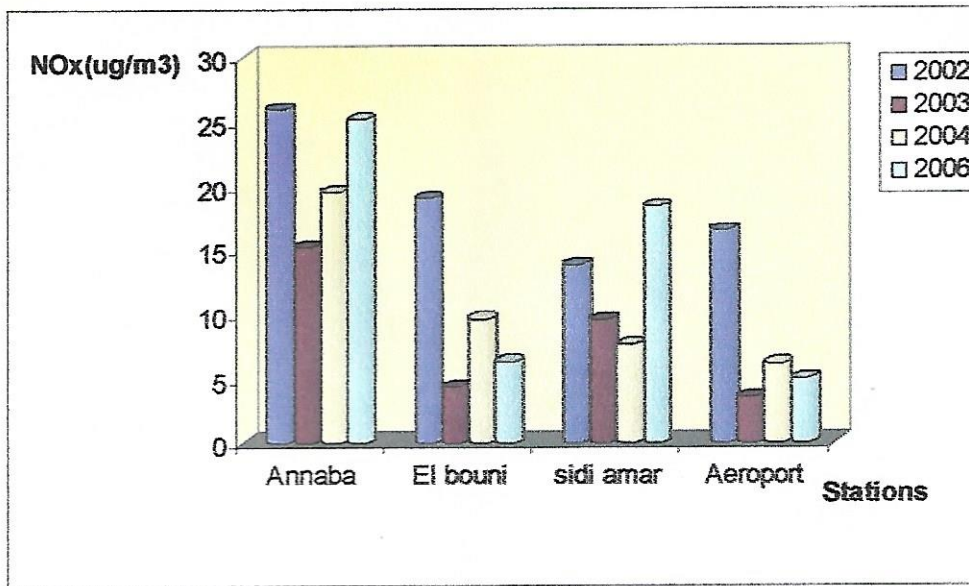


Figure27 : Concentrations annuelles des NOx au niveau des différentes Stations

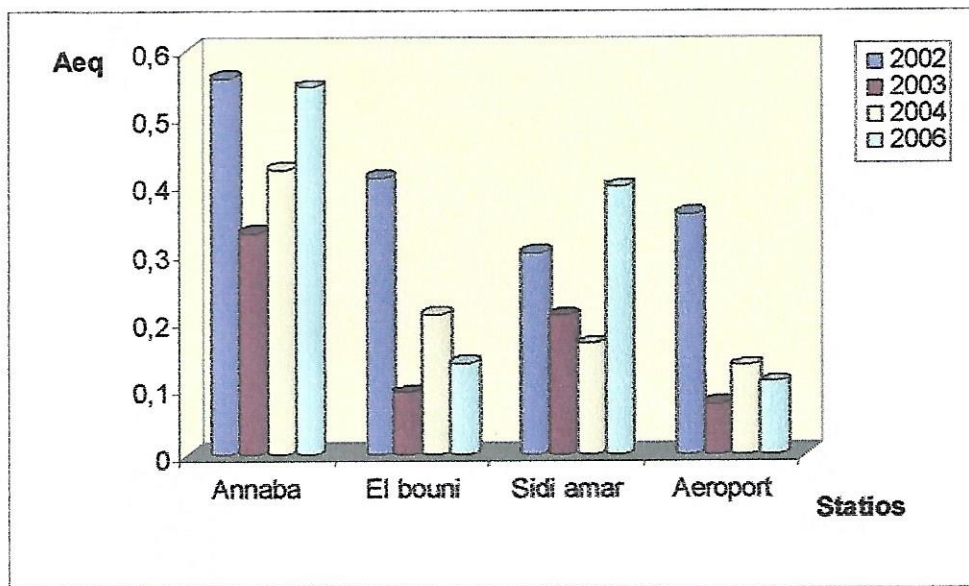


Figure28 : Emissions annuelles des NOx au niveau des différentes Stations

Conclusion

Les émissions des polluants acides au niveau de notre région sont en baisse depuis 1991. Par ailleurs Les émissions des Nox persistent toujours et dépassent largement celles des SO2. Plusieurs secteurs peuvent contribuer aux émissions des Nox dans des proportions variables mais certainement le secteur du transport routier contribue majoritairement

Chapitre V Utilisation des bio indicateurs pour la surveillance des émissions et des risques

1- Les différentes facettes de la bio indication

Actuellement, on a besoin d'outils capables d'aborder de manière aussi globale et intégrée que possible les problèmes de la pollution, dans le souci d'améliorer connaissances et contrôle des phénomènes mis en cause.

L'analyse directe des polluants ; bien qu'indispensable en fournissant des données physico-chimiques quantifiées, elle ne permet pas de connaître l'impact sur le milieu vivant. Si connaître c'est mesurer, connaître la pollution, c'est effectivement mesurer les concentrations des polluants présents mais aussi en mesurer les effets.

D'où la recherche de moyens de **bio-surveillance** des effets des polluants émis par les décharges dans l'eau, le sol, l'atmosphère et les écosystèmes environnants. Le recours aux organismes vivants présente l'intérêt d'observer la vie sous ses différentes formes et permet de servir, dans les conditions de perturbation, de signal d'alarme. Le développement de la bio-indication ouvre ainsi la voie à une surveillance plus large et écologique intégrant les effets sur l'environnement grâce à des organismes sentinelles.

Blandin (1986) donnait du **bio-indicateur** la définition suivante : « Un indicateur biologique (ou bio-indicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ».

Garrec et Van Haluwyn (2002) donnent un sens plus restrictif au terme de bio-indicateur dans la mesure où ils le considèrent comme « un simple relais ne faisant référence qu'à des effets observables au niveau de l'individu se traduisant par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques (croissance et reproduction) ».

Lorsque la réaction se situe au niveau populationnel et/ou communautaire (disparition ou apparition d'espèces, variation densitaire), on utilisera le terme de **bio-intégrateur**. Les propos d'**Echaubard (1995)** concernant le monde animal peuvent être facilement transposés au monde végétal : « Toute disparition ou apparition d'une espèce, toute modification de l'abondance relative d'une espèce ou de la structure des peuplements végétaux d'un écosystème signifie donc une modification de l'environnement de cette espèce. Toute chose étant égale par ailleurs, l'introduction d'un polluant dans le milieu peut donc jouer le rôle d'acteur perturbateur, modifiant la structure des peuplements végétaux ».

Un troisième concept relève également de processus biologiques mais se situe au niveau infra-individuel : altérations moléculaires, biochimiques, cellulaires ou physiologiques non visibles à l'œil. Il s'agit de la notion de **bio-marqueur** dont on peut donner la définition de **Lagadic et al. (1997)** : « Un bio-marqueur est un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant »

On peut séparer de ces trois concepts celui de **bio-accumulateur**. Selon **Ramade (1993)**, la bioaccumulation est un phénomène par lequel une substance, présente dans un biotope, s'accumule en surface et/ou pénètre dans un organisme même si elle n'a aucun rôle métabolique, voire même si elle est toxique à ce dernier.

La **bio-surveillance** peut donc être définie comme « L'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement ».

L'utilisation des bio-indicateurs peut donc se faire selon les différentes facettes de la bio indication : bio-indication, bio-intégration (ou bio-estimation), bioaccumulation et recherche de bio-marqueurs.

2-Les différents groupes d'êtres vivants connus dans la bio surveillance :

On peut tout d'abord se reporter au travail de Blandin, qui, en 1986, donnait une synthèse sur les bio-indicateurs animaux et végétaux déjà utilisés en milieu terrestre et en milieu aquatique (marin ou d'eau douce). Depuis, les recherches n'ont fait que se poursuivre et se diversifier (**Ramade, 1992, 1993 et 2000; Lagadic; 1997; Wang, 1995; Pakeman, 1998 ; Garrec, 2002**).

2-1 Les Animaux

2-1-1 En milieu marin

En milieu aquatique, les mollusques lamellibranches constituent d'excellents indicateurs de contamination des eaux marines et continentales grâce à leurs fortes capacités de bioaccumulation. Moules, huîtres ont été employées à vaste échelle dans la bio-surveillance des écosystèmes aquatiques en milieu marin *Sphaerium, Pisidium* etc. ont joué le même rôle en milieu d'eau douce. Le programme "Mussel Watch", débuté en 1976, et incorporé ultérieurement au programme National Status and Trends Program a permis de fournir des analyses des teneurs des mollusques en hydrocarbures, composés organo-chlorés, métaux lourds et éléments radioactifs des eaux littorales atlantiques. Actuellement le Réseau national d'observation de l'Ifremer suit plus d'une centaine de stations côtières françaises.

Depuis longtemps, l'observation de divers macro-invertébrés benthiques a donné lieu à l'évaluation de la qualité des eaux de surface. Ainsi certaines communautés sont polluo-résistantes (*Chironomus, larves d'Eristalis, Asellus, Lymnaea,...*) ou polluo-sensibles (larves *d'Ephemera, de Sialis,...*). Plusieurs chercheurs ont été conduits à proposer des indices biotiques basés sur l'évaluation de la richesse spécifique et traduisant la qualité des eaux superficielles (**Verneaux, 1967**).

Les poissons, en particulier, les téléostéens d'eau douce ou marins sont utilisés comme bio indicateurs de pollution en milieu limnique ou océanique. De nombreuses publications sont relatives à la bioaccumulation de polluants des eaux par des poissons marins ou dulçaquicoles, aussi bien en laboratoire qu'en milieu naturel. On peut aussi observer et quantifier les modifications du comportement des poissons (rythme respiratoire, décharges électriques) face aux polluants présents dans l'eau.

2-1-2 En milieu terrestre :

En milieu terrestre, on rencontre parmi les invertébrés terrestres, un certain nombre de groupes taxonomiques au fort pouvoir de bioaccumulation. Ainsi, les annélides oligochètes (*Eisenia*, *Lombricus*) sont utilisés comme bio-indicateurs de pollution des sols par les métaux lourds ou les composés organiques de synthèse. Les crustacés isopodes comme les cloportes, ainsi que les gastéropodes pulmonés sont aussi des bio-accumulateurs performants de la pollution des sols par les métaux lourds.

Parmi les microarthropodes corticoles tels que acariens, collemboles et psoques, on a pu mettre en évidence une sensibilité différentielle en fonction de la qualité de l'air ; ainsi le genre *Xenylla* (collembole) est polluo-tolérant.

Les vertébrés terrestres sont également utilisés comme indicateurs de pollution car ils peuvent concentrer divers polluants dans certaines parties de leur organisme, et en particulier dans les phanères. Les oiseaux accumulent dans leurs plumages divers métaux lourds : ainsi la contamination en Cd et Hg a été recherchée chez les flamants roses. On a utilisé de façon analogue chez les mammifères la capacité d'accumulation des métaux lourds dans les os, les dents, le foie ou le rein.

2-2 Les Végétaux

En milieu aquatique, plusieurs espèces végétales sont utilisées en raison de leur fort potentiel de bioaccumulation, telle que les mousses aquatiques comme *Fontinalis*, (**Empain, 1976**). Parmi les végétaux supérieurs, les *Typha* ou massettes, sont fréquemment utilisées comme bio-accumulateurs de métaux lourds, de PCB...

Les plantes à bulbes et tubercules (carotte, arachide...) sont généralement d'excellentes espèces bio-accumulatrices des métaux lourds des sols contaminés.

C'est surtout la bio-surveillance de la pollution atmosphérique à l'aide des végétaux qui a été très développée durant ces dernières années en France (**Garrec, 2002**).

2-2-1 Végétaux supérieurs

Les polluants atmosphériques gazeux pénètrent généralement chez les végétaux supérieurs dans les feuilles par les stomates, les polluants particuliers étant le plus souvent stoppés et localisés à la surface des feuilles au niveau de la cuticule et des cires.

Chez les végétaux bio-indicateurs particulièrement sensibles, les perturbations dues aux pollutions atmosphériques vont se traduire rapidement par des nécroses foliaires, ainsi que par des modifications morphologiques. Une observation simple permet d'estimer aisément les niveaux de pollution dans l'air. Des représentations iconographiques ont pu être établies à partir de l'observation des principaux types de nécroses des végétaux (**Jacobson, 1970**). Actuellement, on évalue avec précision les teneurs en ozone troposphérique à partir des nécroses de la variété BEL W3 de tabac.

On sait depuis fort longtemps que l'ensemble des espèces végétales dans une station donnée apporte des renseignements sur l'écologie du milieu et ses caractères environnementaux, ainsi que sur les modifications. On a pu ainsi souligner le rôle des végétaux en tant que bio-intégrateurs dans une étude réalisée au nord-est de la France à partir de relevés botaniques qui a montré une évolution de la flore forestière herbacée entre 1970 et 1990 se traduisant par une augmentation des espèces nitrophiles et acidophiles (**Timonier, 1994**).

On utilise très fréquemment les végétaux comme bio-accumulateurs. Ce sont le plus souvent les feuilles qui sont récoltées, dans lesquelles les polluants particuliers peu solubles peuvent être recueillis par lavage ou à l'aide d'un solvant et les polluants gazeux peuvent être analysés aisément dans les feuilles broyées. Les métaux peuvent être analysés de cette manière, ainsi que les polluants gazeux à partir de leurs principaux éléments minéraux F pour HF, N pour NO_x et NH₃, S pour SO₂ etc.

Les écorces se sont révélées d'excellents accumulateurs. Elles peuvent capter les polluants apportés par l'atmosphère ou provenant du houppier par le ruissellement le long du tronc. En effet ce sont de très bons accumulateurs de polluants.

2-2-2 les Lichens

Depuis déjà longtemps, les lichens sont utilisés comme des bio-indicateurs et bio-intégrateurs performants dans la détection de la pollution atmosphérique. C'est Nylander qui, le premier, constatant la disparition des lichens corticoles du Jardin du Luxembourg entre 1866 et 1896, émit l'idée que les lichens pouvaient être des « hygromètres » de la qualité de l'air.

L'importance des concentrations en SO₂ de l'atmosphère a suscité la mise au point de différentes méthodes d'estimation de la qualité de l'air à partir de l'observation des lichens. Ainsi, celle de Hawksworth et Rose a été établie en 1970 pour la Grande-Bretagne et le Pays-de-Galles. Ce fut la première méthode qualitative permettant une corrélation directe sur le terrain entre les espèces lichéniques corticoles et les teneurs moyennes hivernales de SO₂.

Durant la même période, une autre approche permettait la mise au point d'indices de biodiversité comme la méthode quantitative de **Leblanc et De Sloover (1970)** dite méthode de l'Indice de pureté atmosphérique ou IPA. Cette méthode, à la différence de la précédente, rend compte des modifications de la flore lichénique corticole en relation avec la qualité de l'air mais sans lien direct avec un polluant particulier. Depuis cette période, d'autres méthodes quantitatives ont vu le jour : celles des lichénologues suisses (**Herzig, 1987 ; Ammann, 1987**), des allemands (**VDI, 1995**), des italiens (**Nimis, 1999a et b**).

Des cartographies basées sur l'observation de la végétation lichénique facilitent le suivi dans l'espace et dans le temps de la pollution atmosphérique et permettent d'informer des effets d'une pollution sur la santé humaine. Ainsi, **Cislaghi et Nimis (1997)** ont mis en évidence, dans une étude épidémiologique réalisée en Vénétie (Italie), les relations entre la mortalité par cancer chez des hommes de moins de 55 ans et un indice de biodiversité lichénique.

Plus récemment, une douzaine de lichénologues européens a élaboré un nouveau protocole d'évaluation de la qualité environnementale à l'aide de la cartographie de la diversité lichénique (**Asta, 2002**), méthode qui devrait être acceptée par la Commission européenne de normalisation.

Mais les lichens sont très souvent utilisés comme bio-accumulateurs. Les espèces choisies sont généralement des espèces poussant sur les troncs, et présentant une répartition géographique assez large permettant des récoltes en quantités suffisantes. On utilise le plus souvent des lichens à thalle foliacé ou fructiculteur tels que *Parmelia caperata*, *P. sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Xanthoria parietina*, *Evernia prunastri*, *Pseudevernia furfuracea*

lichens qui présentent de grandes surfaces d'adsorption des polluants et des échanges importants avec leur milieu.

L'approche peut s'effectuer par la transplantation de lichens pour s'affranchir du côté aléatoire de l'implantation spontanée. La technique de « transplants de lichens » mise au point par **Brodo (1961)** consiste à prélever des échantillons dans une station de référence non contaminée et à les installer dans le site à étudier. Cette technique est d'un intérêt certain lorsque la flore lichénique est absente du site d'étude. Il est important que les lichens subissent le moins de perturbations possibles au cours du prélèvement et, pour cette raison, on prélève généralement le lichen avec son support (fragment d'écorce ou branche).

La technique des transplantations, déjà largement répandue dans les études de bioaccumulation a été utilisée plus récemment pour la recherche de bio-marqueurs (fluorescence et teneur en chlorophylle, teneur en ATP, paramètres du stress oxydant etc... (**Cuny, 2002**).

2-3-3 Les Mousses

L'exposition des mousses à différents polluants atmosphériques (SO₂) les espèces sensibles, des décolorations et une réduction de la croissance. Mais ces effets sont assez ténus et les mousses sont généralement peu utilisées comme bio-indicateurs par comparaison avec les végétaux supérieurs.

Des études ont été conduites sur la composition floristique des communautés de mousses en fonction de la distance à une source polluante (bryophytes bio-intégrateurs). On a pu établir des listes de bryophytes de sensibilité différentielle et on retrouve une certaine analogie avec les méthodes établies à l'aide des lichens : échelle de sensibilité au SO₂ diverses bryophytes (**Adams, 1992**), calcul d'un indice de qualité de l'air à partir de divers paramètres relatifs à la flore muscinale corticole (**Winner, 1988**).

Des mousses récoltées in situ (bio-accumulateurs) sont utilisées pour l'estimation de polluants atmosphériques. Cette méthode, mise au point dans les pays nordiques (**Rühling, 1968**) est maintenant utilisée sur l'ensemble de l'Europe pour cartographier la pollution métallique de fond. En France, l'Adema et l'Université Paris VI ont mis en place un programme basé sur l'analyse de 37 éléments-traces métalliques réalisée dans les mousses du territoire français. Les résultats obtenus au cours d'une première campagne ont déjà été publiés (**Galsomiès, 1999**). La 2^{ème} campagne, en cours d'achèvement, a été placée sous la responsabilité du Muséum national d'histoire naturelle de Paris (Gombert et Rauch). Les espèces qui ont été choisies (*Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme*, *Pleurozium schreberi*, *Scleropodium purum*, *Thuidium tamariscinum*) ont une aire de répartition large, elles s'identifient aisément et sont faciles à manipuler.

2-3 Différentes matrices végétales

En fonction des problèmes environnementaux posés, il est possible de combiner différents types de matrices végétales dans un but de surveillance intégrée. Ainsi une étude financée par la région Rhone-Alpes concernant l'impact du trafic routier dans les vallées alpines a conduit à prélever et analyser diverses matrices végétales : écorces, mousses, lichens, litière végétale et pollen (**Asta, 2003**).

Différentes approches sont aussi possibles pour évaluer l'exposition et/ou les effets biologiques des polluants émis par une source de pollution. On peut ainsi distinguer :

- Des études in situ, soit directes sur des organismes végétaux ou animaux collectés sur le site (bio-indication passive), soit indirectes, sur des animaux ou des végétaux transférés sur le site (bio-indication active) ;

- Des modèles expérimentaux ou bio-essais, dans lesquels les espèces vivantes sont exposées au laboratoire à des échantillons prélevés sur un site (sol pollué, lixiviat...). Les expérimentations permettent éventuellement d'établir des modèles mathématiques reliant par exemple les concentrations d'un polluant avec un effet toxique ;

- Des indicateurs biologiques (bio-intégrateurs) obtenus par l'étude des communautés vivant en périphérie du site.

3- Choix de bio-accumulateurs

La bioaccumulation de certains polluants (métaux, organochlorés..) peut être suivie dans plusieurs types d'espèces végétales ou animales. Parmi les végétaux les plus utilisés, en milieu aquatique, citons les mousses telles *Fontinalis* (Empain, 1976) mais aussi la lentille d'eau (Jenner, 1993) et les macrophytes aquatiques (Locett Doust, 1994 ; Wang, 1995 ; Linder, 1993).

En milieu terrestre, la contamination des sols est détectée à l'aide des plantes supérieures sauvages (Arthur, 1992 ; Kruckeberg, 1992 ; Geiger, 1993 ; Brandvold, 1996 ; Horvath, 1996 ; Makridis, 1996 ; Rout, 2000), ou cultivées telles que légumes ou céréales (Florjin, 1993 ; Grubinger, 1994 ; Brandt, 1996 ; Dudka, 1996 ; Sauve, 1996 ; Logan, 1997 ; Zaman, 1998)

Les polluants analysés sont surtout des métaux lourds (Kruckeberg, 1992 ; Geiger, 1993 ; Florjin, 1993 ; Arthur, 1992 ; Grubinger, 1994 ; Brandvold, 1996 ; Dudka, 1996 ; Makridis, 1996 ; Cobb, 2000 ; Fernandez, 2000 ; Rout, 2000) ou des dérivés halogénés polycycliques (Harrad, 1994 ; Steer, 1995).

La pollution atmosphérique peut être détectée grâce à différents végétaux supérieurs (Steer, 1995 ; Pakeman, 1998), mousses (Fernandez, 2000), écorces (Zhu, 2000) et surtout lichens (Asta, 1996 ; Gombert, 1997).

4-Choix d'indicateurs d'effets

La bioaccumulation de certains polluants dans les espèces animales ou végétales est un indicateur d'exposition. Des indicateurs d'effets de ces polluants peuvent également être mesurés.

Les indicateurs d'effets peuvent être appréciés globalement sur une espèce utilisée au cours des études de bioaccumulation : on mesure "l'indice de forme" des moules marines ou d'eau douce dans un milieu pollué basé sur leur état de santé et de croissance pour quantifier le niveau de pollution sur les lichens, des altérations de couleurs peuvent traduire l'impact d'une pollution atmosphérique [Asta, 1996].

Ils peuvent être plus définis, notamment sous la forme de divers paramètres biochimiques ou physiologiques (bio-marqueurs). Notons qu'ils peuvent pour certains également être mesurés chez l'homme.

Sur les végétaux, les indicateurs d'effets ont porté sur les réponses physiologiques aux pollutions : germination [Geiger, 1993 ; Vasseur, 1998], croissance [Kruckeberg, 1992 ; Jenner, 1993 ; Hyslop, 1997], photosynthèse [Schrive, 1995].

végétales et animales ; ils sont le plus souvent basés sur des systèmes enzymatiques permettant de dégrader les xénobiotiques (polluants, médicaments, pesticides) le plus important étant le système oxydatif des cytochromes P 450 [Rico, 2001]. Comme il est très inductible par de nombreux polluants (PCB, dioxines, HAP etc.), il peut être utilisé en tant que bio-marqueur d'exposition et d'effet dans de nombreuses espèces, comme on l'a vu plus haut. Actuellement, des recherches concernent les gènes responsables de ces mécanismes de résistance ; outre leur intérêt fondamental, elles peuvent conduire également à proposer de nouveaux bio-marqueurs génétiques.

5- Bio-intégrateurs

L'impact polluant d'un site ou d'une installation de traitement des déchets peut modifier, en général progressivement, la composition des écosystèmes exposés.

La richesse et la diversité biologiques sont affectées en raison de la disparition progressive des espèces dites « polluo-sensibles » au profit des espèces « polluo-tolérantes ».

Le concept de "tolérance de communauté induite par la pollution" (PICT pour Pollution induced community tolerance) correspond à ces modifications de composition des populations en réponse à une pollution. Il s'applique aussi bien aux milieux aquatiques comme nous l'avons vu qu'aux sols : composition de la microflore bactérienne ou de la microfaune d'invertébrés (collembolés, acariens, lombrics etc.), biodiversité de la flore végétale supérieure [Xiong, 1997], de la flore fongique libre [Ulfig, 2000] ou symbiotique des mycorhizes [Raman, 1998] ou de la flore algale [Hyslop, 1997]. Il s'applique également au milieu atmosphérique : un indice de qualité d'air au voisinage d'un site de stockage de déchets peut être établi par la détermination des espèces de lichens, certaines étant polluo-sensibles, d'autres polluo-tolérantes (Asta, 1995 ; 1998 et 2000).

En résumé, les principales caractéristiques de la bio-indication végétale comme de la bio indication animale sont de disposer d'espèces :

- ayant des sensibilités spécifiques très fortes vis-à-vis de certains polluants (c'est la disparition de ces espèces qui est bio-indicatrice) ;
 - ayant au contraire une forte résistance et une capacité d'accumulation élevée.
- L'emploi de telles espèces permet d'obtenir une valeur approximative d'une pollution moyenne sur des pas de temps élevés. La limite de ces usages est liée à la présence ou à l'absence des espèces d'intérêt sur les sites à étudier. La méthode des transplants pallie en partie cette difficulté.

6- Etude d'un bio indicateur le lichen :

La lichénologie est une branche de la biologie, elle s'intéresse à l'étude des lichens, et une discipline recouvrant plusieurs aspects de ces organismes, la taxonomie, la morphologie, la physiologie, la relation algue champignon, l'écologie et la bio indication (Kronner et al., 2002).

6-1 Définition des lichens

Les lichens ne présentent pas un embranchement naturel, ils réalisent une association symbiotique très précise d'une algue verte (ou d'une cyanobactérie) et d'un champignon (GUIGNARD, 1998).

Phycosymbiote (l'Algue)

Il mesure l'alimentation carbonée de l'ensemble par ses pigments assimilateurs.

Mycosymbiote (le Champignon):

Grâce au feutrage de ses filaments, il fournit un support à l'algue et évite sa déshydratation. Il représente plus de 90% de la biomasse lichénique. Cette association symbiotique constitue des organismes stables (que l'on caractérise de façon imagée par opération $1+1=1$), considérés comme des espèces individualisées, elles sont nombreuses et certaines très anciennes, sans doute parmi les premiers à avoir colonisé le milieu terrestre (Roland et Vian, 1999)

A la suite d'une pluie, le champignon stocke l'eau dans ses hyphes et permet pendant un certain temps de faire fonctionner les deux partenaires ; le lichen peut alors développer son thalle. En période de sécheresse, le lichen devient sec inactif, mais il est capable de survivre jusqu'à la prochaine pluie ou il redeviendra actif (phénomène de reviviscence).

6-2 Les principaux types de thalle

Thalles lépreux:

Association plus ou moins cohérente de granules (0.1-0.2 mm) chacun muni d'un peloton d'hyphes associées à quelques cellules algales. Ex : *lepraria*

Thalles crustacés:

Ils forment une croûte adhérente au substrat (Ex : les *Lecanora*, *Ochrolechia*, *Pertusaria* ... plus de 4/5 des lichens ont des thalles crustacés, la plupart d'entre eux sont souvent appelés les micro lichens). Une coupe microscopique (x400) réalisée verticalement montre de haut en bas :

Un cortex supérieur formé d'hyphes enchevêtrés assez fortement serrés ; Parfois on trouve sous la médulle un feutrage noir, l'hypothalle souvent visible sous forme d'une fine concentrique sombre à la périphérie du thalle.

Thalles squamuleux

Formés de petites écailles qui se chevauchent partiellement la partie de l'écaille décollée du substrat commence à différencier un cortex inférieur. Ces thalles sont intermédiaires entre les thalles crustacés et les thalles foliacés. Ex *Normandina pulchella*

Thalles foliacés

Donnent des lames plus ou moins lobées facilement séparables du substrat auquel ils sont parfois fixés par des rhizines. En coupe microscopique ils présentent toujours un cortex supérieur et un cortex inférieur. Ex : les *Parmelia*, *physia*, *xanthoria*...

Certains thalles foliacés n'adhèrent au substrats que par une petite zone (crampons) souvent située au centre de la face inférieure, et la face supérieure présente une légère dépression (ombilic) ; ce sont les thalles foliacés ombiliqués ex: les *Umbilicaria*.

Thalles fruticuleux:

appliqués sur le substrat auquel ils n'adhèrent que par une surface très réduite, ils sont plus ou moins buissonnants, plus ou moins ramifiés, à section ronde ou aplatie. En section transversale ils présentent une symétrie \pm radiale et montrent à partir du centre une série de zones concentriques :- partie axiale (hyphe longitudinales)-médulle - couche algale -cortex périphérique : Ex les *Usnea*, *Ramalina*, *Alectoria*, (chez certaines espèces, *Pseudevernia furfuracea* par Ex ; on note une différenciation entre la face supérieure et la face inférieure et une structure foliacée).

Thalles composites:

Ils présentent un thalle primaire plus ou moins foliacé squamuleux, plus ou moins adhérent au substrat, et un thalle secondaire dressé, plus ou moins ramifié, développé dans un second temps sur le thalle primaire. Ex : les *Cladonia*, *Stereocaulon*.

6-3 Quelques usage des lichens

6-3-1 Usage médicaux :

Certains lichens sont utilisés en homéopathie pour la fabrication de sirops pastille, d'autres sont capables de nous donner des antibiotiques particulièrement actifs à des doses très faibles (1/20 000) des doses habituelles contre les bactéries Gram, ex : Certains ramalina, Alectonia, US nea sont riches en acide usnique.

Ils donnent d'excellents résultats en usage externe, en 1989 ont été découvertes des propriétés antitumorales et inhibitrices de la réplication de virus du Sida.

6-3-2 Usages Alimentaires

Certain lichens contiennent des macromolécules de lichénine dégradées en glucose au cours de la digestion, ils peuvent être utilisés pour l'alimentation des animaux.

Ex : *Cladonia rangiferina* : lichen des rennes.

Cetraria islandica qui contient 60 % de glucides utilisé pour l'alimentation des porcs, des chevaux et des vaches dans les pays nordiques.

D'autres lichens sont utilisés pour l'alimentation humaine : la mousse d'Islande (*Cetraria glauca*) dans les pays nordiques.

Dans les déserts asiatiques une espèce AL fruticuleuse le *Rhizoptera exculenta* ou «manne de désert » qui a sauvé les hébreux de la famine.

6-3-3 Usages industriels :

Extraction industrielle de produits pour parfumerie surtout à partir de deux lichens fruticuleux récoltés sur les arbres, *Evernia prunastri* « la mousse de chêne » et *Ulex*, furcuses (mousse des arbres), on récolte chaque année entre 8000 et 9000 tonnes pour les parfums à odeur de Chypre de « cuir de Russie » fabrication artisanale de matières colorantes.

6-4 Caractères particuliers des lichens justifiant leur choix comme bio indicateur

Les lichens sont dépourvus de système de contrôle des entrées et sorties, ils n'ont pas de stomates pour contrôler les échanges avec l'atmosphère. De même ils ne possèdent pas de

structure leur permettant de limiter les effets de la pollution atmosphérique. (Deruelle et al, 1999). Leur disparition est considérée donc comme un signe de pollution (DAJOZ ; 1985) Cette sensibilité aux polluants atmosphériques fait que de nombreuses espèces sont utilisées pour l'évaluation qualitative et quantitative de nombreux milieux. Parmi les espèces indicatrices : tous les lichens de couleur rouge/jaune (ex : xanthoria sp.) aiment les composés Azotes (NO_x, NH₃).

Contrairement aux végétaux supérieurs, les lichens ne possèdent pas les structures leur permettant de limiter les conséquences de la pollution atmosphérique **Tableau**

Tableau : Comparaison entre végétaux supérieurs et lichens

| Végétaux | Lichens |
|--|---|
| Feuilles recouvertes protectrice et imperméable | Pas de cuticule contact direct avec l'atmosphère |
| Pas d'activité l'hiver | Actif toute l'année après chaque |
| Puisent l'eau et les sels minéraux dans le sol | Alimentation sous la dépendance et de l'eau de pluie |
| Stomates des feuilles capables de se fermer aux agents polluants | Absence de système de régulation des entrées et des sorties |
| Reproduction par grains protégés d'une enveloppe coriace. | Reproduction par des structures : soralies , isidies , spores ayant un immédiat avec les polluants de l'air |
| Pas de contact avec les polluants de l'air | |
| Germination des graines dans le sol de | Hyphes issus de la germination |
| Pas de contact avec les polluants de l'air | immédiatement au contact avec l'air |
| Croissance rapide | Croissance lente |

Source Ozenda , Clausade, 1970

La baisse de SO₂ a entraîné la recolonisation progressive des territoires antérieurement pollués par de nombreuses espèces de lichens, y compris les plus sensibles (Usnées). Les recherches mettent aussi nettement en évidence une augmentation des espèces nitrophiles favorisées par la pollution azotée due aux oxydes d'azote aussi bien en plaine qu'en montagne (Collin, 1999). Dans la région grenobloise, le dosage de l'azote total de *Physcia adscendens* a été choisi comme méthode de détection de l'azote dû aux NO_x La cartographie des résultats montre que les stations à teneur forte sont localisées en plaine, au centre de l'agglomération et le long des autoroutes. Un indice d'influence du trafic automobile a été défini et une forte corrélation entre les teneurs en azote et cet indice a été mise en évidence.

7- Estimation de la pollution acide à l'aide de deux bio indicateurs dans la région d'Annaba :

7-1 Matériels et méthodes :

7-1-1 Choix des sites d'échantillonnages

Pour mieux estimer les niveau de pollution acide dans les région d'Annaba , il est important de mettre en place un réseau de prélèvement en essayant de choisir des sites correctement distribués près des principales sources de pollution : sources industrielles (complexe des engrais phosphatés) « FERTIAL » et le complexe sidérurgique d'El-Hadjar

« METAL STEEL » ainsi qu'une autre source de pollution aussi dangereuse émettrice des No_x qui est le trafic routier .

Les sites sélectionnés pour cette étude sont les suivant :

- Trois transect par rapport à Asmidal (source de pollution industrielle)

Transect Est- (sur la route Annaba- El-Kala)

Transect .Ouest (Annaba El-hadjar).

Transect Sud-ouest (sur la route Annaba – Guelma)

Au niveau de chaque Transect nous avons retenus 03 sites.

Le témoin , El kala situé sur le transect Est , à 80km d'ASmidal.

- Suivant 02 sources de pollution industrielle, nous avons retenus 08 sites : Annaba, Asmidal El-bouni, El-Hadjar , sidi Amar, Mittal steel , Aéroport et le Témoin « El-Kala » zone éloignée de toute source de pollution .

- Au niveau de l'agglomération de Annaba : nous avons retenu 04 sites : Kouba , centre de santé , Cour de la révolution , Sidi brahim , de faible à fort trafic routier

Un suivi temporel a été effectué en vue de suivre l'évolution de cette pollution au niveau de notre région.

7-1-2 Choix des espèces végétales

Notre choix s'est porté sur deux bioindicateurs :

■ **Espèces végétales arborescentes**

- *Fraxinus angustifolia* (Frêne).
- *Oléa europa* (Olivier).
- *Cupressus semperviens* (Cyprés).
-

■ **Lichen foliacé : *Xanthoria parietina***

Descriptions botaniques et positions systématiques :

7-1-2 -1 *Fraxinus angustifolia* (le frêne)

Caractéristiques :

Organes reproducteurs :

- Type d'inflorescence : racème de racèmes
- Répartition des sexes : hermaphrodite
- Type de pollinisation : anémogame
- Période de floraison : Avril à mai

Graine :

- Type de fruit : Samare
- Mode de dissémination : anémochore

Habitat et répartition :

- *Fraxinus angustifolia* Vahl subsp ,
angustifolia
des bois caducifolié médio européens ,
hydrophiles ,
subméditerranéen , méditerranéen occidental
- *Fraxinus angustifolia* Vahl subsp , *oxycarpa*
(wild).
Franco & Rocha Afonso des bois
caducifoliés
médio européens , subméditerranéen ; (eury
méditerranéen .

| Frêne à feuilles étroites | |
|--|-------------------------------|
|  | |
| <i>Fraxinus angustifolia</i> | |
| <u>Classification classique</u> | |
| <u>Règne</u> | <u><i>Plantae</i></u> |
| <u>Division</u> | <u><i>Magnoliophyta</i></u> |
| <u>Classe</u> | <u><i>Magnoliopsida</i></u> |
| <u>Ordre</u> | <u><i>Scrophulariales</i></u> |
| <u>Famille</u> | <u><i>Oleaceae</i></u> |
| <u>Genre</u> | <u><i>Fraxinus</i></u> |
| <u>Nom binominal</u> | |
| <i>Fraxinus angustifolia</i> | |
| <u>Vahl, 1804</u> | |
| <u>Classification phylogénétique</u> | |
| <u>Ordre</u> | <u><i>Lamiales</i></u> |
| <u>Famille</u> | <u><i>Oleaceae</i></u> |

7-1-2 -2 Olea europaea (L'olivier)

Aspect général :

Très rameux, au tronc noueux, à l'écorce brune crevassée, il peut atteindre 15 à 20 m de haut et vivre très longtemps, Cependant, sous l'action d'animaux brouteurs ou dans les zones extrêmement ventées ou exposées aux embruns, il conserve une forme buissonnante de défense et se maintient en boules compactes et impénétrables, donnant l'aspect d'un buisson épineux.

Feuilles :

Les feuilles sont opposées, ovales allongées, portées par un court pétiole, coriaces, entières, enroulées sur les bords, d'un vert foncé luisant sur la face supérieure et d'un vert clair argenté avec une nervure médiane saillante sur la face inférieure. Le feuillage est persistant, donc toujours vert, mais cela ne veut pas dire que ses feuilles sont immortelles. Elles vivent en moyenne trois ans puis jaunissent et tombent, principalement ont été.

Fleurs :

Les fleurs sont blanches avec une corolle, deux étamines, un calice à quatre pétales ovales, et un ovaire de forme arrondie qui porte un style assez épais et terminé par arrondie qui porte u style assez épais et terminé par un stigmate. Cet ovaire contient deux ovules, les fleurs sont regroupées en petites grappes de 10 à 20, poussant à l'aisselle des feuilles au début du printemps sur les rameaux âgés deux ans.

La plupart des oliviers sont auto fertiles, c'est-à-dire que leur propre pollen peut féconder leurs propres ovaires. La fécondation se fait principalement par le vent et ne dure qu'une petite semaine par an. S'il ne pleut pas trop durant cette période, 5 à 10 % des fleurs produiront des fruits pour une bonne production

Le fruit, l'olive est une drupe, dont la peau (épicarpe) est recouverte d'une matière cireuse imperméable à l'eau (la pruine), avec une pulpe (mésocarpe) charnue, riche en matière grasse stockée durant la lipogenèse de la fin août jusqu'à la véraison. d'abord vert, il devient noir à maturité complète. Le noyau très dur, osseux, est formé d'une enveloppe (endocarpe) qui se sclérifie l'été à partir de fin juillet et contient une amande avec deux ovaire dont l'un est généralement stérile et non



7-1-2-3 *Cupressus sempervirens* (Le cyprès)

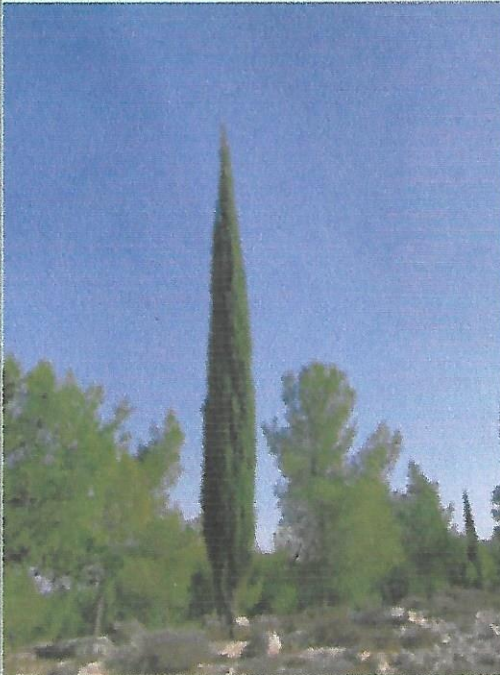
Le cyprès commun (*Cupressus sempervirens*) encore appelé cyprès toujours vert , cyprès d'Italie ou cyprès de Provence , est un arbre de la famille des Cupressaceae .

C'est un arbre originaire d'Asie , mais il est acclimaté dans tout l'hémisphère nord et plus particulièrement autour du bassin méditerranéen . il résiste à 20 °c et tolère une sécheresse relative .

L'arbre est très élancé , ressemblant parfois à une colonne , le tronc peut atteindre 20 à 30 m de haut et est très ramifié excepté dans sa partie inférieure , l'écorce est brun-gris , assez fine et crevassée . Les jeunes pieds portent des aiguilles et les plus âgés des écailles vertes , assez serrée . Elles ne dégagent aucune odeur quand on les froisse

La floraison se produit en mars-Avril , la pollinisation est anémogame (pollen transporté par le vent) . Son pollen est très allergène (indice 5/5) . Des allergies croisées sont possibles avec le pollen du Thyua , du genévrier et du pêcher .

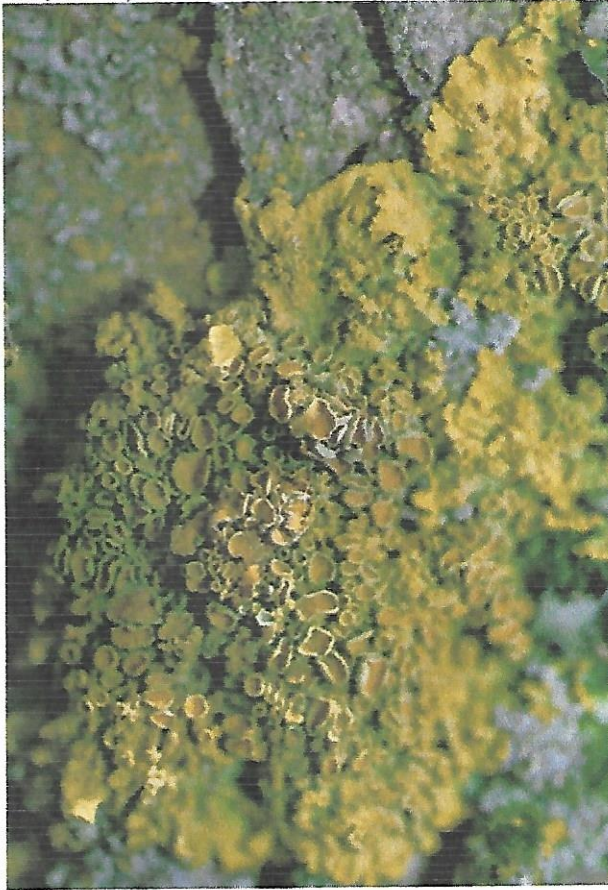
Les cônes sont en forme d'œufs grumeleux et peuvent atteindre une longueur de 4 cm avec des écailles pentagonales porteuses d'une pointe écailleuse de petite taille.

| Cyprés commun | |
|--|----------------------|
|  | |
| <i>Cupressus sempervirens</i> | |
| <u>Classification classique</u> | |
| <u>Règne</u> | <u>Plantae</u> |
| <u>Sous-règne</u> | <u>Tracheobionta</u> |
| <u>Division</u> | <u>Coniferophyta</u> |
| <u>Classe</u> | <u>Pinopsida</u> |
| <u>Ordre</u> | <u>Pinales</u> |
| <u>Famille</u> | <u>Cupressaceae</u> |
| <u>Genre</u> | <u>Cupressus</u> |
| <u>Nom binominal</u> | |
| <i>Cupressus sempervirens</i> <u>L., 1753</u> | |

7-1-2-4 *Xanthoria parietina* (lichen foliacé)

Thalle jaune à jaune-orangé (parfois jaune-verdâtre au nord), riche en apothécies dont le disque est orangé. Lobes appliqués de quelques mm. de large. Face inférieure blanchâtre, peu de rhizines.

Les apothécies de *Xanthoria parietina* se présentent comme de petites coupes orangées à bord jaune dont le diamètre est de l'ordre de 1 à 4 millimètres mais très visibles à l'œil nu (CETIPA, 2007).



Règne : Fungi.
Phylum : Ascomycota.
Classe : Ascomycete.
Ordre : téloschistales.
Famille : téloschistaceae.
Genre : xantoria.
Espèce : parietina.

7-1-3 Méthodes d'échantillonnages:

7-1-3-1 Echantillonnages des écorces :

Cette méthode consiste à prélever à l'aide d'un cutter 02 mm d'écorce d'arbre ayant un diamètre de 40 à 50 cm , le prélèvement se fait à une hauteur comprise entre 1,2 et 1,7 m par rapport au sol (Grozinska, 1982)

7-1-3-2 Echantillonnages des feuilles :

Nous avons opéré lors de l'échantillonnage, à une hauteur comprise entre 1.50 m et 1.70 m du sol et nous avons prélevé une dizaine de feuilles sur tout le pourtour de l'arbre en essayant toujours d'épargner les trois dernières feuilles du rameau (folioles juvéniles). Ceci nous a permis d'avoir un échantillon moyen homogène nous renseignant sur le taux moyen d'un polluant accumulé en un site donné. En effet si nous avons opté pour une face privilégiée de l'arbre, les résultats obtenus auraient été influencé par la direction des vents et auraient considérablement varié selon l'exposition retenue. La même technique a été adoptée pour les autres espèces arboreuses (semadi, 1989).

7-1-3-3 Echantillonnages des lichens (Technique de transplantation) :

Pour notre étude nous avons suivi la méthode qui consiste à exposer en milieu pollué des branches recouvertes de thalles épiphytes, c'est-à-dire nous avons prélevé des branches recouvertes de thalle de *Xanthoria parietina* dans son milieu naturel dans la zone témoin (El kala), nous les avons transféré aux niveaux des différents sites de transplantations choisis préalablement. Ces rameaux d'une longueur de 10 à 50 cm sont fixés à l'aide d'une ficelle à une hauteur de 1,5 à 2 m du sol pendant un temps déterminé sur divers supports (Semadi et Druelle, 1993).

7-1-4 Méthodes analytiques

7-1-4-1 Mesure du pH des écorces

Nous avons opté pour une méthode rapide et efficace utilisant les écorces d'arbre comme indicateur biologique de l'acidité de l'environnement.

Cette technique a été utilisée par de nombreux écologistes : (Staxong, 1969 ; O'hare, 1974 ; Grether ,1977) utilisant comme espèce végétales : *Fraxinus excelsior* , *Pinus* , *sylvestris* , *quercus robur* .

Selon Grodzinska (1977 , 1978 , 1979) ; swidboard et Kolember , 1979 il y a une corrélation significative entre la teneur du SO₂ dans l'air et le pH des écorces .

L'augmentation de la concentration du SO₂ dans l'air serait accompagnée par l'augmentation de l'acidité des écorces d'arbre.

Au laboratoire, les échantillons des écorces sont traités en vue de la détermination du pH, séchés à l'étuve à 110°C , pendant 24 h , l'écorce est ensuite finement broyée . Deux séries d'échantillons de 01 g chacun sont pesés après avoir ajouter 10 ml d'eau distillée.

La suspension se trouvant dans un Erlen Meyer de 150 ml et agitée durant 02 heures à l'aide d'un agitateur magnétique.

Enfin, nous procédons à la mesure du pH dans la suspension à l'aide d'un pH mètre préalablement étalonné (Grozinska, 1982).

7-1-4-2 Dosage du rapport MF/MS au niveau des feuilles des espèces arborescentes :

Au laboratoire les feuilles sont pesées dans le but d'avoir le poids de la matière fraîche MF. Ces mêmes feuilles nous les avons mises à l'étuve à température 90 pendant 24, à la suite de cela nous les avons pesé ; ce poids est dit poids de la matière sèche MS.

7-1-4-3 Dosage du rapport MF/MS au niveau du thalle de *Xanthoria parietina*

Après avoir prélevé des échantillons frais de thalles de *Xanthoria parietina*, nous avons pesé 1.5g de ces échantillons (MF) puis mis à l'étuve à 105°C pendant 72 heures, enfin ces derniers sont repesés pour déterminer la (MS), ainsi le rapport MF/MS est établi pour obtenir la valeur de l'indice de pollution.

La variation spatiotemporelle de ce rapport nous renseigne sur la pureté de l'air du site en question.

7-1-5 Interprétation du pH des écorces de *Fraxinus angustifolia*, *Olea europea* et *Cupressus sempervirens* au niveau des différents transects :

Tableau43 : Résultats de la comparaison des moyennes temporelles du pH pour chacune des 3 espèces végétales au niveau du transect Est à l'aide de l'AV1

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------|-------|--------|--------|-------|---------|
| <i>Fraxinus angustifolia</i> | 2 | 0.144 | 0.720 | 2.04 | 0.210NS |
| <i>Olea europea</i> | 2 | 0.14 | 0.07 | 3.50 | 0.098NS |
| <i>Cupressus sempervirens</i> | 2 | 0.9689 | 0.4844 | 14.06 | 0.005** |

Tableau44 : Résultats de la comparaison des moyennes du pH de l'écorce des 3 espèces végétales pour chacune des 3 périodes au niveau du transect Est à l'aide de l'AV1

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|----------|-------|--------|--------|-------|---------|
| 15/03/99 | 2 | 3.927 | 1.963 | 12.90 | 0.007** |
| 15/04/99 | 2 | 0.9689 | 0.4844 | 6.14 | 0.035* |
| 15/05/99 | 2 | 0.3310 | 0.1655 | 3.64 | 0.092NS |

L'examen des résultats statistiques du **tableau43** relatif à la comparaison des moyennes du pH des écorces des 3 espèces végétales au niveau du transect Est, indique qu'il n'y a pas de différence significative au niveau de *Fraxinus angustifolia* ($P=0.210$) et *Olea europea* ($P=0.098$), par contre *Cupressus sempervirens* enregistre des différences très significatives ($P=0.005$).

Tableau 45 : Résultats de la comparaison des moyennes temporelles du pH pour chacune des 3 espèces végétales au niveau du transect Ouest à l'aide de l'AV1

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------|-------|--------|--------|-------|---------|
| <i>Fraxinus angustifolia</i> | 2 | 1.14 | 0.57 | 28.50 | 0.01** |
| <i>Olea europa</i> | 2 | 0.35 | 0.19 | 3.17 | 0.115NS |
| <i>Cupssus sempervirens</i> | 2 | 0.0182 | 0.0091 | 1.00 | 0.422NS |

Tableau 46: Résultats de la comparaison des moyennes du pH de l'écorce des 3 espèces végétales pour chacune des 3 périodes au niveau du transect Ouest à l'aide de l'AV1

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|----------|-------|--------|--------|-------|----------|
| 15/03/99 | 2 | 1.94 | 0.97 | 19.40 | 0.002** |
| 15/04/99 | 2 | 1.4742 | 0.7371 | 38.59 | 0.000*** |
| 15/05/99 | 2 | 0.02 | 0.01 | 0.50 | 0.630NS |

Tableau46 : Résultats de la comparaison des moyennes du pH de l'écorce des 3 espèces végétales pour chacune des 3 périodes au niveau du transect Sud Ouest à l'aide de l'AV1

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-----------------------|-------|--------|--------|-------|---------|
| Fraxinus angustifolia | 2 | 3.682 | 1.841 | 12.55 | 0.007** |
| Olea europa | 2 | 0.0700 | 0.0100 | 0.25 | 0.787NS |
| Cupssus sempervirens | 2 | 1.051 | 0.5255 | 5.84 | 0.039* |

Le **tableau46** montre les Résultats de la comparaison des moyennes du pH de l'écorce des 3 espèces végétales pour chacune des 3 périodes au niveau du transect **Sud Ouest** , nous constatons des différences hautement significatives concernant les 3 periodes($P=0.004$, $P=0.002$).

Tableau 46: Résultats de la comparaison des moyennes temporelles du pH pour chacune des 3 espèces végétales au niveau du transect Sud Ouest à l'aide de l'AV1

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|----------|-------|--------|--------|-------|---------|
| 15/03/99 | 2 | 1.280 | 0.64 | 16.00 | 0.004** |
| 15/04/99 | 2 | 0.9172 | 0.4586 | 16.03 | 0.004** |
| 1505/99 | 2 | 0.9542 | 0.4771 | 22.61 | 0.002** |

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter les figures 29 et 30 qui illustrent la baisse du pH des écorces au niveau du transect sud ouest par rapport à celui de l'Est.

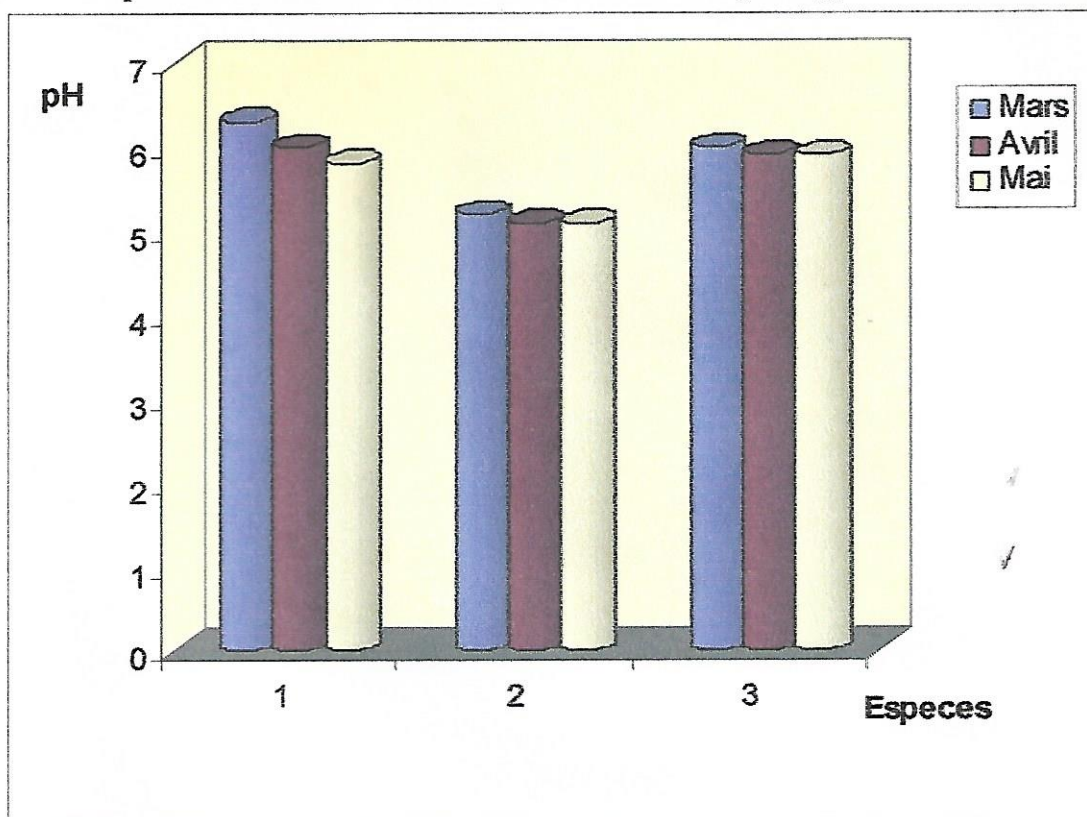


Figure29 : Variations spatio temporelles du pH des différentes espèces (transect Est)

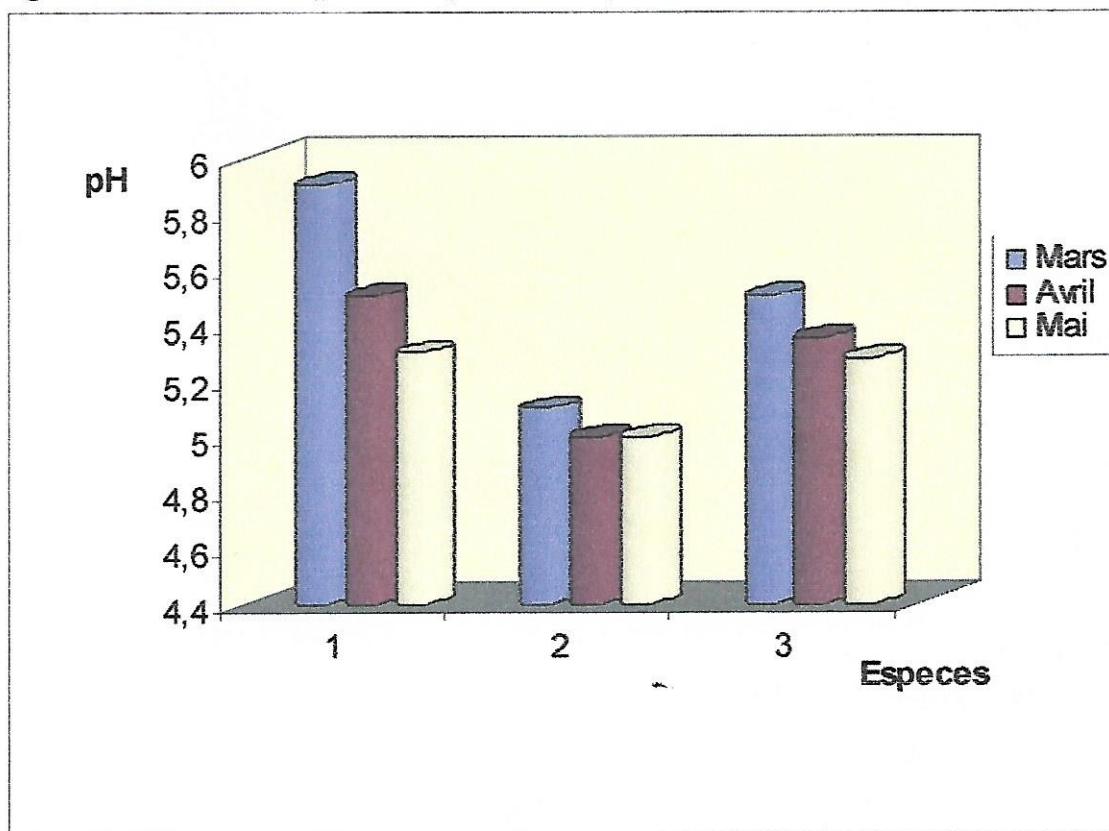


Figure30 : Variations spatio temporelles du pH des différentes espèces (transect Sud-Ouest)

7-1-6 Interprétation du pH des écorces de *Fraxinus angustifolia*, *Olea europea* et *Cupressus sempervirens* au niveau des 8 sites d'étude :

7-1-6 -1 Comparaison entre sites pour chaque période :

Tableau 47 : Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces de *Fraxinus angustifolia*, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------------|-------|---------|--------|-------|----------|
| Différence entre sites (12-03-1999) | 7 | 12.2717 | 1.7531 | 33.61 | 0.000*** |
| Différence entre sites (12-04-1999) | 7 | 8.3899 | 1.1986 | 25.84 | 0.000*** |
| Différence entre sites (12-05-1999) | 7 | 10.7583 | 1.5369 | 25.68 | 0.000*** |

Tableau 48 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces d'*Olea europea*, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre sites (12-03-1999) | 7 | 1.6618 | 0.2374 | 6.86 | 0.001*** |
| Difference entre sites (12-04-1999) | 7 | 1.4085 | 0.2012 | 2.22 | 0.089 NS |
| Difference entre sites (12-05-1999) | 7 | 3.6754 | 0.5251 | 7.90 | 0.000*** |

Tableau 49 : Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces de *Cupressus sempervirens*, à l'aide de l'AVI, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre sites (12-03-1999) | 7 | 3.831 | 0.5447 | 6.39 | 0.001*** |
| Différence entre sites (12-04-1999) | 7 | 1.6591 | 0.2370 | 2.90 | 0.037 * |
| Différence entre sites (12-05-1999) | 7 | 2.0273 | 0.2888 | 3.98 | 0.011* |

L'examen des résultats statistiques du **tableau 49** relatifs à la comparaison des moyennes du pH des écorces de *Fraxinus angustifolia* entre sites pour chaque période, indique qu'il existe des différences très hautement significatives ($P=0.001$) ; le tableau montre qu'il existe des différences seulement significatives ($P=0.037$) le 12/04/1999 et ($P=0.011$) le 12-05-1999 ceci pour l'espèce *Cupressus sempervirens* ; par contre le **tableau 48** montre qu'il n'existe pas de différence significatives ($P=0.089$) entre site le 12/04/1999 concernant le pH des écorces d'*Olea europea*.

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter les **figures 31**

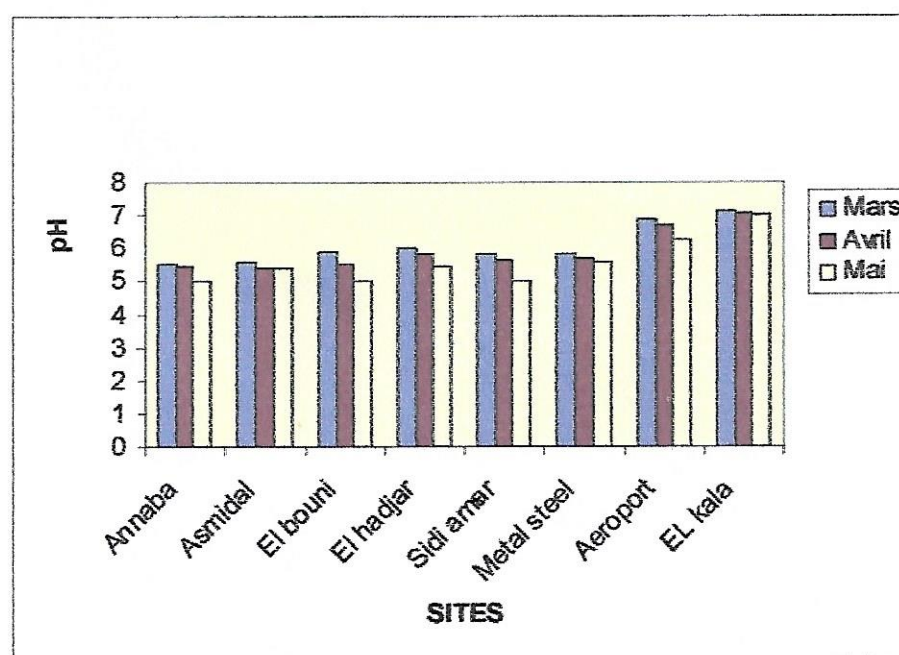


Figure 31 : Variations spatio temporelles du pH de Fraxinus angustifolia

De la figure 31, ressort que :

- Le seul site dont le pH de ses écorces est proche de celui du témoin (pH=7.00) est le site 7 (aéroport) soit pH=6.29 au 3^e prélèvement ; par contre au niveau des autres sites, le pH le plus faible est de 5 au 3^e prélèvement, ce qui signifie u'il ya eu accumulation des polluants acides par l'écorce de *Fraxinus angustifolia* au fil du temps d'où baisse du pH.

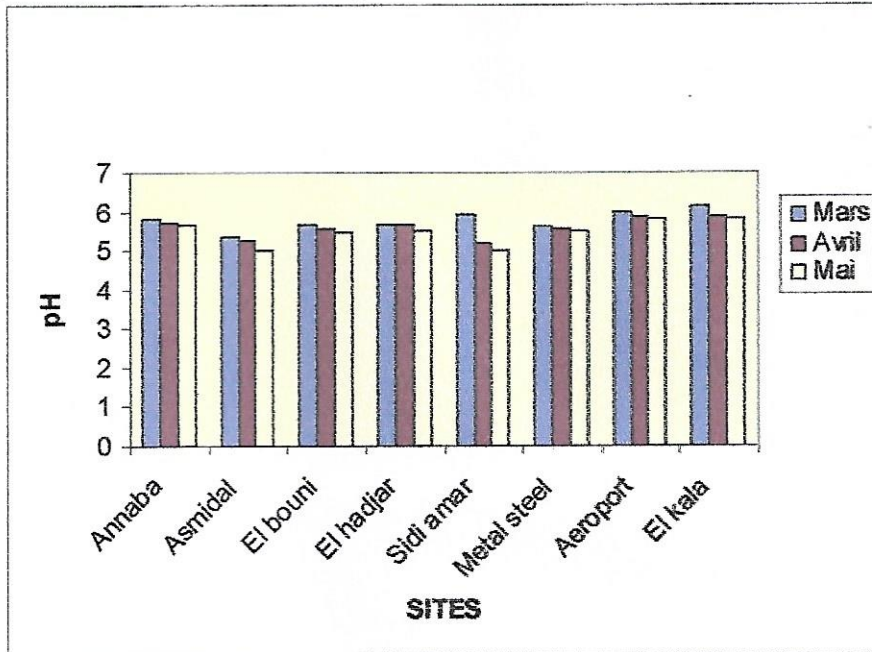


Figure 32: Variations spatio temporelle du pH d'*Olea europaea*

D'après la figure 32 nous remarquons, que les valeurs de pH des écorces d'*Olea europea* au niveau des différents sites sont proches de celles du témoin surtout au niveau du 1^{er} prélèvement, soit : Annaba=5.80, Sidi amar=5.94 ,Aéroport=6, El kala (témoin)=6.12

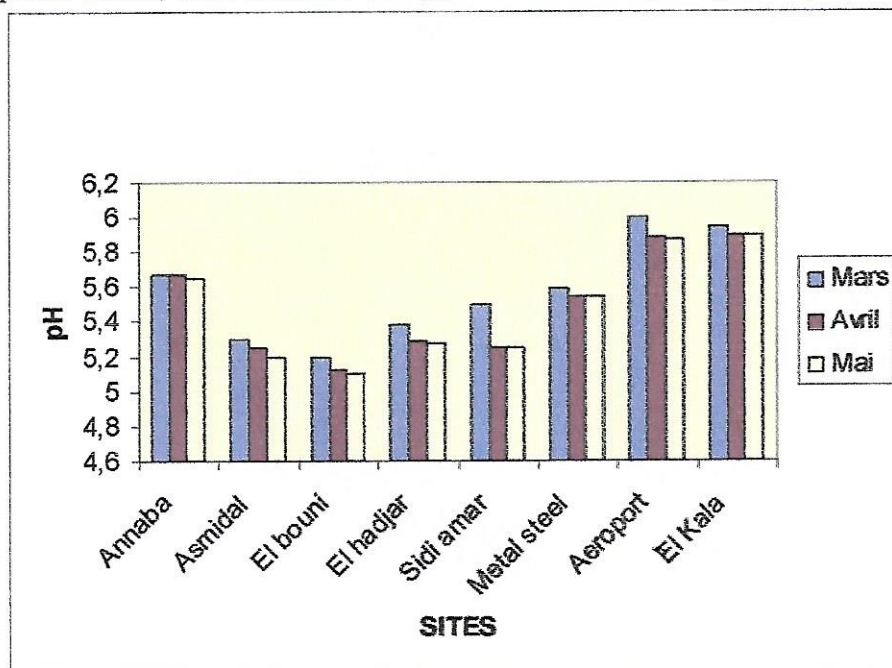


Figure 33: Variations spatio temporelle du pH de *Cupressus sempervirens*

Nous constatons :

- Une baisse plus marquée du pH au niveau d'Asmidal, El bouni, El hadjar et Sidi amar par rapport au témoin soit, pH=5.25(S2) , 5.12(S3), 5.29 (S4), 5.25(S5) et 5.9(témoin) au 2^e prélèvement.

- Au niveau du même site ,le pH diminue en fonction du temps soit, (pH=5.20(S3),5.50(S5) au 1^{er} prélèvement) ;(pH=5.10(S3),5.25(S5) au 3^e prélèvement.

- Que les sites les plus acides sont Asmidal et El bouni , pH=5.20 ;pH=5.10 au 3^e prélèvement **Figure33**.

7-1-6-2 Comparaison entre espèces du même site :

Tableau 50: Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Annaba (S1).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|-------|---------|
| Différence entre espèce (12-03-1999) | 2 | 2.2684 | 1.1342 | 14.57 | 0.005** |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 0.1568 | 0.0784 | 4.69 | 0.059* |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 0.8450 | 0.4225 | 8.75 | 0.017* |

Tableau51 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Annaba (S1).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------------|-------|--------|--------|------|---------------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.9272 | 0.4636 | 6.03 | 0.037* |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.0338 | 0.169 | 0.47 | 0.648 NS |
| Différence entre Période(Cupressus) | 2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 NS |

Tableau52 : Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Asmidal (S2).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre espèce (12-03-1999) | 2 | 0.1064 | 0.0532 | 1.25 | 0.352 NS |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 0.0378 | 0.0189 | 0.23 | 0.800 NS |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 0.1208 | 0.0604 | 2.7 | 0.146 NS |

Tableau53 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Asmidal (S2).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre Priode(Fraxinus) | 2 | 0.0584 | 0.0292 | 0.52 | 0.168 NS |
| Différence entre Periode(Olea) | 2 | 0.208 | 0.0604 | 1.46 | 0.305 NS |
| Différence entre Perode(Cupressus) | 2 | 0.015 | 0.0075 | 0.15 | 0.862 NS |

Tableau54 : Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El bouni (S3).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre espèce (12-03-1999) | 2 | 0.6983 | 0.3491 | 8.26 | 0.019* |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 0.0174 | 0.0087 | 0.27 | 0.770 NS |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 0.4568 | 0.2284 | 2.64 | 0.150 NS |

Tableau55 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El bouni (S3).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre Priode (Fraxinus) | 2 | 1.1498 | 0.5749 | 8.54 | 0.018* |
| Différence entre Periode (Olea) | 2 | 0.015 | 0.0075 | 0.12 | 0.892 NS |
| Différence entre Periode (Cupressus) | 2 | 0.199 | 0.0995 | 5.56 | 0.043* |

Tableau56 : Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El hadjar(S4).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre espece (12-03-1999) | 2 | 0.5768 | 0.2884 | 4.74 | 0.058 NS |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 0.5207 | 0.2609 | 2.71 | 0.145 NS |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 1.0187 | 0.5093 | 5.79 | 0.04** |

Tableau 57: Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El hadjar(S4)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre Priode (Fraxinus) | 2 | 0.199 | 0.0995 | 5.56 | 0.043* |
| Différence entre Periode (Olea) | 2 | 2.014 | 1.007 | 6.46 | 0.032* |
| Différence entre Periode (Cupressus) | 2 | 0.0172 | 0.0086 | 0.12 | 0.866 NS |

Tableau58 : Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Sidi amar(S5).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|-------|-----------------|
| Différence entre espee (12-03-1999) | 2 | 4.1038 | 2.0519 | 25.55 | 0.001*** |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 0.1404 | 0.2052 | 7.02 | 0.027** |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 0.950 | 0.0475 | 1.12 | 0.387NS |

Tableau59 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Sidi Amar (S5).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|-------|-----------------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 1.158 | 0.5529 | 17.85 | 0.003** |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 2.575 | 1.2867 | 40.66 | 0.000*** |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.6806 | 0.3403 | 3.80 | 0.086 NS |

Tableau60 : Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Metal Steel(S6).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|--------|-----------------|
| Différence entre espee (12-03-1999) | 2 | 2.6883 | 1.3441 | 16.71 | 0.004** |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 2.9121 | 1.456 | 144.96 | 0.000*** |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 2.42 | 1.21 | 60.50 | 0.000*** |

Tableau61 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Metal steel (S6).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|-------|--------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.075 | 0.037 | 0.3 | 0.754NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.028 | 0.0109 | 0.24 | 0.794NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.011 | 0.005 | 0.02 | 0.976NS |

Tableau62 : Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de l'Aéroport (S7).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|---------|---------|--------|----------|
| Différence entre espèce (12-03-1999) | 2 | 1.57402 | 0.78701 | 117.86 | 0.000*** |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 1.456 | 0.728 | 3.04 | 0.22NS |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 0.4214 | 0.2107 | 4.21 | 0.072NS |

Tableau63 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de l'Aéroport (S7)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|-------|---------|
| Différence entre Périodes Fraxinus) | 2 | 0.5438 | 0.2719 | 11.14 | 0.01** |
| Différence entre Périodes(Olea) | 2 | 0.060 | 0.030 | 0.24 | 0.795NS |
| Différence entre Périodes(Cupressus) | 2 | 0.015 | 0.008 | 0.05 | 0.948NS |

Tableau64 : Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El kala (S8)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|---------|
| Différence entre espèce (12-03-1999) | 2 | 0.0774 | 0.0387 | 0.57 | 0.593NS |
| Différence entre espèce (12-04-1999) | 2 | 0.076 | 0.038 | 0.27 | 0.769NS |
| Différence entre espèce (12-05-1999) | 2 | 0.012 | 0.006 | 0.03 | 0.969NS |

Tableau65 : Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El kala(S8).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.0288 | 0.0144 | 0.59 | 0.586NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.20 | 0.01 | 1.00 | 0.4222NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.0038 | 0.0019 | 0.02 | 0.976NS |

7-2-3 Interpretation du pH des écorces de *Fraxinus angustifolia* et *Olea europea* au niveau de l'agglomération d'Annaba

Tableau66 : Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau de Kouba à l'aide du test t de Student et ceci pour chacune des 3 périodes

| Sources | moyenne | Tobs | P |
|--------------------------------------|----------------|------|---------|
| Différence entre espece (15-03-1999) | 6.550 5.367 | 5.21 | 0.006** |
| Différence entre Espece(15-04-1999) | 6.300 5.660 | 2.14 | 0.100NS |
| Différence entre espece (15-05-1999) | 6.00 5.66 | 1.52 | 0.202NS |

Tableau67 : Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau du Centre de santé à l'aide du test t de Student et ceci pour chacune des 3 périodes

| Sources | moyenne | Tobs | P |
|--------------------------------------|----------------|------|---------|
| Différence entre espece (15-03-1999) | 6.110 5.467 | 4.56 | 0.010** |
| Différence entre Espece(15-04-1999) | 6.000 5.250 | 5.42 | 0.006** |
| Différence entre espece (15-05-1999) | 5.800 5.280 | 2.68 | 0.055NS |

Tableau68 : Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau du cour à l'aide du test t de Student t ceci pour chacune des 3 périodes

| Sources | moyenne | Tobs | P |
|--------------------------------------|-----------------|-------|-----------------|
| Différence entre espèce (15-03-1999) | 5.900 4.970 | 13.76 | 0.000*** |
| Différence entre Espece(15-04-1999) | 6.000 5.850 | 5.42 | 0.006** |
| Différence entre espèce (15-05-1999) | 5.4533 4.713 | 6.49 | 0.003** |

Tableau69 : Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau de sidi brahim à l'aide du test t de Student et ceci pour chacune des 3 périodes.

| Sources | moyenne | Tobs | P |
|---------------------------------------|----------------|------|-----------------|
| Différence entre espèce (15-03-1999) | 5.730 4.900 | 8.86 | 0.001*** |
| Différence entre Espece(15-04-1999) | 5.467 4.700 | 7.27 | 0.002** |
| Différence entre Espèce (15-05-1999) | 5.000 4.700 | 2.32 | 0.081** |

D'après les **tableaux 66, 67, 68, 69** nous constatons qu'au niveau de l'agglomération de Annaba la différence entre espèces au niveau des sites : **Cour de la revolution et Sidi brahim** est très hautement significative $P=0.000***$ le 15/05/99 et hautement significative $P=0.006, P=0.003$ et $P=0.002, P=0.081$ le 15/04/99 et le 15/05/99.

Conclusion

Selon Grodzinska (1977 , 1978 , 1979) ; swidboard et Kolember , 1979 il y a une corrélation significative entre la teneur du SO_2 dans l'air et le pH des écorces. D'après les travaux de Semadi,1989 ;Serradj 1989 ; Rahali, 2003 l'écorce de Fraxinus angustifolia représente un bon indicateur de pollution acide cela est du à la nature de son écorce présentant des infractuosités pouvant accumuler les polluants au fil du temps , d'autres travaux sur l'accumulation des métaux lourds par les écorces ont été effectués(Catinons ,2000)

7-2 Interprétations des résultats du rapport MF/MS :

7-2-1 Interprétations des résultats du rapport MF/MS chez les différentes espèces arborescentes au niveau des 8 sites d'étude

Tableau 70: Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Annaba (S1).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 7235 | 3617 | 0.99 | 0.425NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.005 | 0.0025 | 0.05 | 0.949NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.0038 | 0.0019 | 0.06 | 0.945NS |

Tableau71 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Asmidal (S1).

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.2562 | 0.1281 | 3.12 | 0.118NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.085 | 0.043 | 0.36 | 0.709NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 1.293 | 0.647 | 1.46 | 0.304NS |

Tableau 72: Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El bouni (S3)

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.2839 | 0.1919 | 2.41 | 0.170NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.0537 | 0.0268 | 0.56 | 0.596NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.0991 | 0.0495 | 1.35 | 0.32NS |

Tableau73 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El hadjar(S4)

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|---------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.1468 | 0.0734 | 1.65 | 0.268NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.0537 | 0.0268 | 0.56 | 0.596NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.0991 | 0.04495 | 1.35 | 0.327NS |

Tableau74 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Sidi amar (S5)

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.013 | 0.007 | 0.07 | 0.937NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.042 | 0.021 | 0.13 | 0.880NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.0272 | 0.0136 | 0.33 | 0.730NS |

Tableau75 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Metal steel (S6)

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|-------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.5762 | 0.2881 | 11.05 | 0.01** |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.0537 | 0.2468 | 0.15 | 0.564NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.1014 | 0.0507 | 0.83 | 0.48NS |

Tableau76 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de l'Aéroport(S7)

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|---------|---------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.0242 | 0.0121 | 0.13 | 0.882NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.0014 | 0.0007 | 0.01 | 0.986NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.00082 | 0.00041 | 0.08 | 0.924NS |

Tableau77 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El Kala(S8)

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------------|-------|--------|--------|------|---------|
| Différence entre Période (Fraxinus) | 2 | 0.0982 | 0.0491 | 0.88 | 0.463NS |
| Différence entre Période (Olea) | 2 | 0.0007 | 0.0003 | 0.01 | 0.995NS |
| Différence entre Période (Cupressus) | 2 | 0.188 | 0.0094 | 0.28 | 0.764NS |

L'examen des résultats statistiques des **tableaux 70-77** relatifs à la comparaison des moyennes temporelles des 3 espèces végétales, indique qu'il n'ya pas de différence significative au niveau de chaque site .

Tableau78 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS de *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes.

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------------|-------|--------|--------|-------|----------|
| Différence entre sites (12-03-1999) | 7 | 5.6047 | 0.8007 | 24.07 | 0.000*** |
| Différence entre sites (12-04-1999) | 7 | 8.7348 | 1.2478 | 16.95 | 0.000*** |
| Différence entre sites (12-05-1999) | 7 | 9451 | 1350 | 0.99 | 0.475NS |

Tableau79 : Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS d'*Olea europea*, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 période

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------------|-------|--------|--------|-------|----------|
| Différence entre sites (12-03-1999) | 7 | 2.993 | 0.3428 | 3.80 | 0.012* |
| Difference entre sites (12-04-1999) | 7 | 5.871 | 0.839 | 8.19 | 0.000*** |
| Difference entre sites (12-05-1999) | 7 | 6.5076 | 0.9297 | 20.46 | 0.000*** |

Tableau80 : Comparaison des moyennes temporelles du rapport MF/MS des écorces de *Cupressus sempervirens*, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-------------------------------------|-------|--------|--------|-------|----------|
| Différence entre sites (12-03-1999) | 7 | 2.0104 | 0.3351 | 6.29 | 0.002** |
| Différence entre sites (12-04-1999) | 7 | 2.5668 | 0.3667 | 11.03 | 0.000*** |
| Différence entre sites (12-05-1999) | 7 | 5.020 | 0.717 | 4.09 | 0.009** |

Les 3 espèces végétales enregistrent des différences très hautement significatives entre sites au 2^e prélèvement (P=0.000), par contre au 1^{er} prélèvement *Fraxinus angustifolia* enregistre une différence très hautement significative (P=0.000), *Cupressus sempervirens* une différence hautement significative (P=0.002) et *Olea europea* une différence significative (P=0.012) et enfin au 3^e prélèvement, chez *Olea europea* il ya une différence très hautement significative (P=0.000), *Cupressus sempervirens* une différence seulement significative (P=0.009), par contre *Fraxinus angustifolia* n'enregistre aucune différence significative (P=0.475) **tableau 78,79,80.**

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter **la figure 34**, nous remarquons :

- *Que le rapport/MS est faibles par rapport à celui du témoin.
- * Que le rapport MF/MS au niveau de l'Aéroport est très proche du témoin soit de 2.97(S7) et de 3.55(S8).
- * Que *Fraxinus angustifolia* enregistre une baisse très nette par rapport au témoin et surtout vis-à-vis des autres espèces *Olea europea* et *Cupressus sempervirens* dont les valeurs se rapprochent ceci est du à la nature de la feuille.

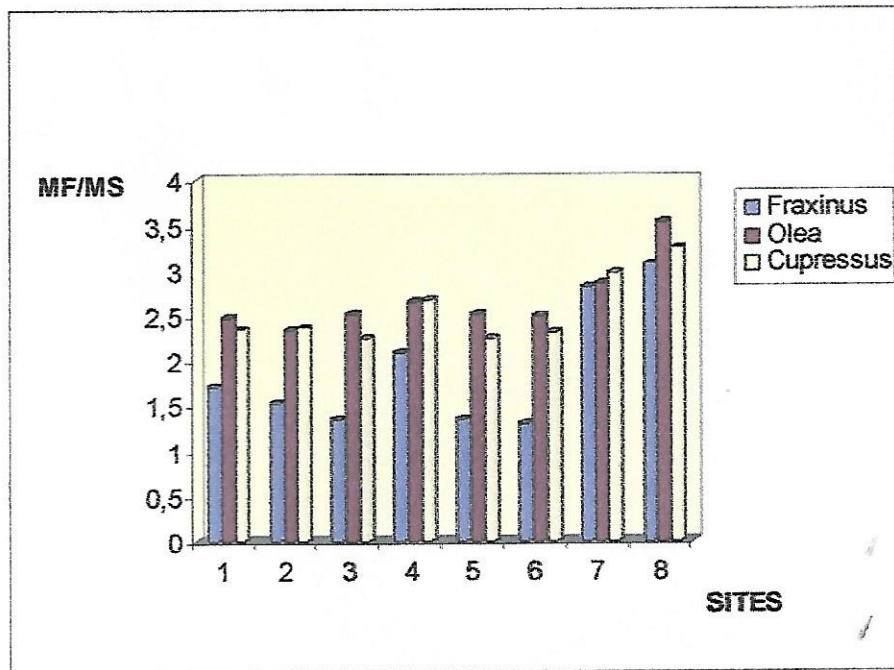


Figure34 : Variations spatio temporelles du rapport MF/MS chez les 3 essences végétales (en 1999)

Tableau81 : Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, pour chaque site (en 2002)

| Sources | DDL | SC | CM | FOBS | P |
|-------------------------------------|-----|---------|---------|------|---------|
| Différence entre mois/ Annaba | 2 | 0.0650 | 0.0325 | 1.52 | 0.292NS |
| Différence entre mois/ Asmidal | 2 | 0.045 | 0.022 | 0.09 | 0.917NS |
| Différence entre mois/ El Bouni | 2 | 0.0158 | 0.0079 | 0.33 | 0.733NS |
| Différence entre mois/ El Hadjar | 2 | 0.1274 | 0.0637 | 1.11 | 0.390NS |
| Différence entre mois/ Sidi Amar | 2 | 0.16360 | 0.08190 | 8.44 | 0.018NS |
| Différence entre mois/ ISPAT | 2 | 0.2568 | 0.1284 | 1.53 | 0.29NS |
| Différence entre mois/ aéroport | 2 | 0.0182 | 0.0091 | 0.17 | 0.851NS |
| Différence entre mois/ El Kala | 2 | 0.0640 | 0.0032 | 0.12 | 0.913NS |

Tableau82 : Comparaison des moyennes spatiale de laMF /MS chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, pour chaque periode(2002)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|----------------------------------|-------|----------|---------|-------|-----------------|
| Différence entre site (periode1) | 7 | 5.2128 | 0.7447 | 31.66 | 0.000*** |
| Différence entre site (periode2) | 7 | 2.555387 | 0.33627 | 8.10 | 0.000*** |
| Différence entre site (periode3) | 7 | 6.903 | 0.986 | 6.32 | 0.001*** |

Tableau 83: Comparaison des moyennes spatiale de laMF /MS chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, pour chaque periode(2004)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|----------------------------------|-------|--------|--------|-------|-----------------|
| Différence entre site (periode1) | 7 | 6.9645 | 0.9949 | 27.34 | 0.000*** |
| Différence entre site (periode2) | 7 | 4.4385 | 0.6341 | 12.00 | 0.000*** |
| Différence entre site (periode3) | 7 | 4.9921 | 0.7182 | 12.53 | 0.000*** |

Tableau 84: Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, pour chaque site (en 2004)

| Sources | DDL | SC | CM | FOBS | P |
|-------------------------------------|-----|--------|--------|------|---------|
| Différence entre mois/ Annaba | 2 | 0.9035 | 0.4517 | 4.72 | 0.059NS |
| Différence entre mois/ Asmidal | 2 | 0.0648 | 0.0324 | 1.13 | 0.383NS |
| Différence entre mois/ El Bouni | 2 | 0.3349 | 0.1674 | 4.62 | 0.061NS |
| Différence entre mois/ El Hadjar | 2 | 0.1046 | 0.0523 | 1.31 | 0.337NS |
| Différence entre mois/ Sidi Amar | 2 | 0.0740 | 0.0370 | 1.60 | 0.278NS |
| Différence entre mois/ ISPAT | 2 | 0.0916 | 0.0458 | 0.54 | 0.600NS |
| Différence entre mois/ aéroport | 2 | 0.099 | 0.0495 | 1.46 | 0.304NS |
| Différence entre mois/ El Kala | 2 | 0.4038 | 0.2019 | 3.58 | 0.095NS |

D'après les tableaux 81-84 ,la Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, pour chaqûe site (en 2002 et 2004) n'est pas significative par contre la Comparaison des moyennes spatiale de la MF /MS chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, pour chaque periode (2002et 2004) est très hautement significative .

Les figures 35 et 36 illustrent très bien nos résultats statistiques

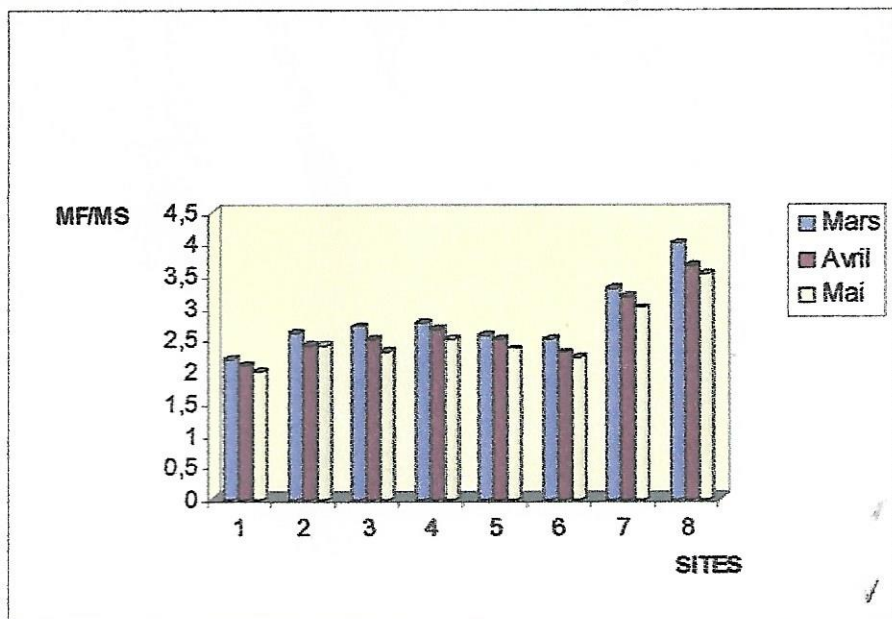


Figure35 : Variations spatio temporelles du rapport MF/MS chez les 3 Essences végétales en 2002

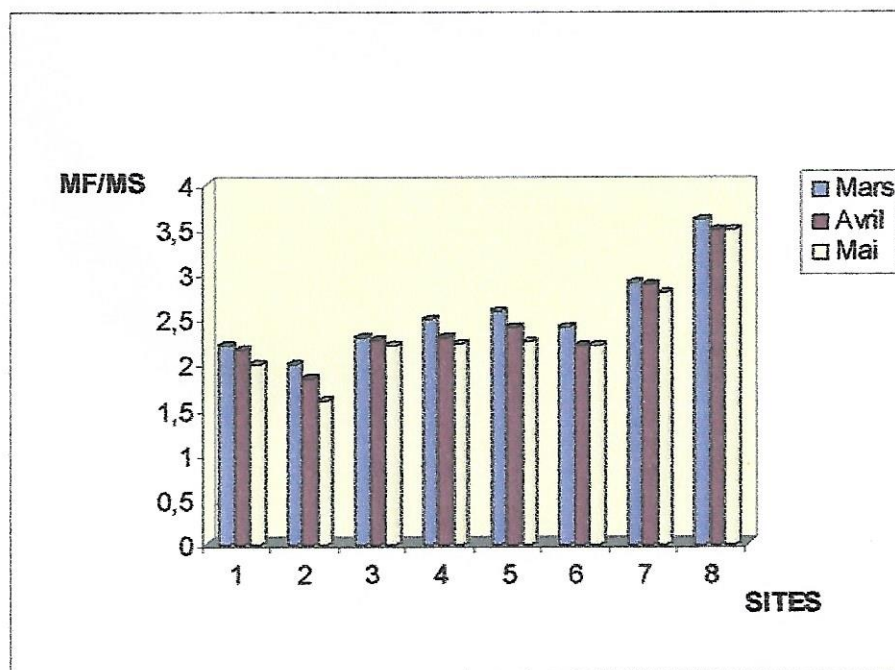


Figure36 : Variations spatio temporelles du rapport MF/MS chez les 3 essences Végétale en 2004.

7-2-2 Interpretation du rapport MF /MS chez *Fraxinus angustifolia* au niveau de l'agglomération de Annaba :

Tableau85 : Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Fraxinus angustifolia* au niveau de l'agglomération de Annaba à l'aide de l'AV1, pour chaque site d'étude.

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|--|-------|--------|--------|------|---------|
| Différence entre Période (kouba) | 2 | 0.450 | 0.0225 | 1.63 | 0.271NS |
| Différence entre Période (centre de santé) | 2 | 0.3217 | 0.1608 | 2.26 | 0.186NS |
| Différence entre Période (Le cour) | 2 | 0.1568 | 0.0784 | 1.75 | 0.252NS |
| Différence entre Période (Sidi brahim) | 2 | 0.26 | 0.13 | 2.60 | 0.154NS |

Tableau86 : Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Fraxinus angustifolia* au niveau de l'agglomération de Annaba à l'aide de l'AV1, pour chaque periode

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|----------------------------------|-------|--------|---------|------|---------|
| Différence entre site (periode1) | 3 | 0.647 | 0.2157 | 3.85 | 0.056NS |
| Différence entre site (periode2) | 3 | 0.6156 | 0.20052 | 6.43 | 0.016** |
| Différence entre site (periode3) | 3 | 1.2256 | 0.4085 | 8.70 | 0.007** |

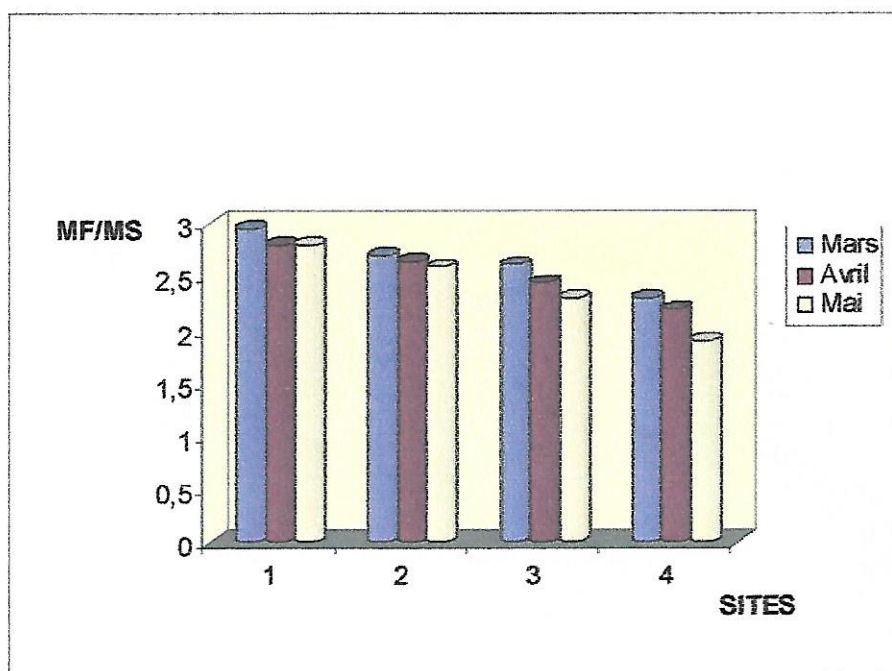


Figure 37: Variations spatio temporelles du rapport MF/MS chez *F raxinus angustifolia* au niveau de l'agglomération d'Annaba

Nous remarquons d'après la **figure 37** que le site Sidi brahim enregistre le rapport MF/MS le plus faible MF/MS=1.90, cette baisse est due au fait que ce site abrite un parc de voiture d'où dégagement des NOx et les estimations faites à ce niveau dans le chapitre I le confirme.

7-2-3 Interprétations du rapport MF/MS du thalle de *Xanthoria parietina*

Tableau 87: Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Xanthoria parietina* à l'aide de l'AV1, pour chaque site (en 2004)

| Sources | DDL | SC | CM | FOBS | P |
|-------------------------------------|-----|---------|---------|--------|----------|
| Différence entre periodeAnnaba | 2 | 6.4791 | 3.2395 | 286.40 | 0.000*** |
| Différence entre periodeAsmidal | 2 | 0.00362 | 0.00181 | 0.31 | 0.743NS |
| Différence entre periodeEl Bouni | 2 | 0.00696 | 0.00348 | 1.40 | 0.316NS |
| Différence entre periodeEl Hadjar | 2 | 0.0028 | 0.0014 | 0.13 | 0.884NS |
| Différence entre periodeSidi Amar | 2 | 0.9510 | 0.4755 | 8.09 | 0,020* |
| Différence entre periodeMétal Steel | 2 | 0.8880 | 0.04440 | 12.22 | 0.008** |
| Différence entre periode Aéroport | 2 | 0.01696 | 0.00848 | 3.47 | 0.100NS |
| Différence entre periode El Kala | 2 | 0.0382 | 0.00191 | 0.33 | 0.729Ns |

Tableau88 : Comparaison des moyennes spatiale de laMF /MS chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1, pour chaque periode(2004)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|----------|---------|--------|----------|
| Différence entre site (18/03/2004) | 7 | 28.15743 | 4.02249 | 545.11 | 0.000*** |
| Différence entre site (19/04/2004) | 7 | 4.8697 | 0.6957 | 28.30 | 0.000*** |
| Différence entre site (22/05/2004) | 7 | 12.90400 | 1.84343 | 304.91 | 0.000*** |

L'examen des résultats statistiques du **tableaux 87** relatif à la comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Xanthoria Parietina* pour chaque site d'étude indique qu'il ya des différences très hautement significative au niveau de Annaba (P=0.000), hautement significative au niveau de Sidi Amar (P=0.008) et significative au niveau de Metal steel (P=0.02), par contre les autres sites n'enregistrent aucune différence significative. Le **tableau88** est relatif à la comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez *Xanthoria Parietina* pour chaque période, montre qu'il ya des différences très hautement significatives

Conclusion

Ainsi d'après nos résultats sur la matière fraîche au niveau des différents sites d'études nous pouvons conclure que les sites représentant un rapport faible par rapport au témoin sont particulièrement Annaba , plus précisément au niveau du Cour et Sidi brahim du à un trafic routier intense ; Sidi amar et Metal steel du aux émanations émises par Metal steel .

D'autre part Le rapport MF/MS tend à augmenter en 2004 par rapport à celui de 2002 et ceci au niveau de nos sites d'étude , cette augmentation est du à la baisse des polluants acides au niveau de l'atmosphère et nos résultats des émissions des gaz le confirme.

On utilise très fréquemment les végétaux comme bio-accumulateurs. Ce sont le plus souvent les feuilles qui sont récoltées, dans lesquelles les polluants sous forme de dépôts secs peu soluble peuvent causer de dégats

La proportion de matière fraîche par rapport à la matière sèche dans les feuilles de *Fraxinus angustifolia* augmente avec l'éloignement de la source de pollution .ceci à été déterminé par plusieurs auteurs (**Braun et Fluckiger, 1975 ; woodbury et al., 1994**).

Le rapport MF/MS du thalle de *Xanthoria parietina* confirme nos résultats précédents. Ainsi ,en fonction des problèmes environnementaux posés, il est possible de combiner différents types de matrices végétales dans un but de surveillance intégrée. Depuis déjà longtemps, les lichens sont utilisés comme des bio-indicateurs et bio intégrateurs performants dans la détection de la pollution atmosphérique (Nylander 1996) les lichens ne possèdent pas les structures leur permettant de limiter les conséquences de la pollution atmosphérique, leur disparition est considérée comme un signe de pollution (**DAJOZ ; 1985**).

Chapitre VI Impact des polluants acides sur l'écosystème

Parmi les divers polluants atmosphériques, c'est surtout le SO_2 et les dérivées du fluor semblent exercer sur les végétations, les ravages les plus prononcées.

Ceci explique que ce sont multipliées les études de toutes sortes, tendant non seulement à décrire les atteintes dont sont victimes les végétaux, mais aussi à sélectionner des espèces existantes de manière à les implanter dans les zones où un type de pollution est susceptible d'exister.

1. Impact des dépôts secs :

1-1 Impact des dioxydes de soufre (SO_2) :

Les dioxydes de soufre (SO_2) paralyse la régulation des stomates. Normalement pour se protéger du soleil, les stomates ont tendance à se fermer.

Quand ils sont paralysés, ils restent ouverts ce qui signifie que la transpiration continue librement et que la plante se dessèche vite, d'autant plus que le SO_2 interfère aussi dans les apports d'humidité comme les stomates restent ouverts. Les feuilles absorbent d'avantage de SO_2 , ce qui va donner naissance à des nécroses. La pollution par le SO_2 provoque aussi une respiration accélérée. Jusqu'à un certain seuil, la plante peut essayer de neutraliser les effets du SO_2 en absorbant plus de sels minéraux, mais on ne peut pas empêcher de dommages considérables.

Les plantes affectées présentent une chlorose de leurs organes d'assimilation avec des nécroses par endroit, la fructification est affectée et si la pollution persiste, les graines se raréfient ou disparaissent complètement.

Des tests ont montré que de l'eau additionnée d'acide sulfurique affaiblit considérablement la résistance des plantes aux parasites.

L'acide sulfurique attaque le sol des forêts et provoque un ralentissement de la croissance des arbres (Arp *et al.*, 2001).

Les SO_2 peuvent aussi affecter les végétaux inférieurs comme les lichens en modifiant divers processus métaboliques :

- Perturbation des transports d'électrons pendant la phase de photo conversion de la photosynthèse et détérioration des chloroplastes des algues.
- Diminution considérable de l'activité photosynthétique, les ions sulfatés bloquant l'activité de certains enzymes intervenant dans l'incorporation du CO_2 .
- Dégénérescence des crêtes mitochondriales.
- Alternation de la synthèse de protéines.
- Modifications de la nutrition azotées.

Les voies métaboliques sont rapidement modifiées, le complexe lichénique se nécrose progressivement et finit par mourir.

Les lichens sont donc sensibles aux polluants atmosphériques et de nombreuses espèces disparaissent lorsque la qualité de l'air se dégrade, cette infériorité relative des lichens nous permet de l'utiliser entre autres comme bio indicateur.

La présence de certaines espèces particulièrement toxitolérantes nous permet d'évaluer le taux de pollution dans la zone considérée.

De même l'étude du dynamisme de ces associations permet d'estimer la progression ou au contraire la régression de la pollution dans certains secteurs peut permettre de définir un indice de pureté atmosphériques.

1-2 Impact des oxydes d'azotes (NOx) :

En ce qui concerne l'effets des oxydes d'azote sur les végétaux sont similaire à ceux causés par les composés soufrés (lésions internervaires prenant une couleur brune ou noir après dessèchement (Duvigneard, 1980) parmi les oxydes d'azote , seul le NO₂ est photo toxique à faible concentration .

Il y a une effet de synergie entre les oxdes d'azote et dioxyde de soufre renforçant l'agression des végétaux.

Les dépôts d'azote peuvent provoquer la dégradation des écosystèmes forestiers en augmentant la sensibilité aux gel , en réduisant la production primaire nette et en provoquant le lessivage des éléments nutritifs , surtout dans les régions où le sol , saturée ou presque , comprend une forte concentration d'azote .

Les plantes cultivées présentent des sensibilités très contrastées, certaines espèces de tabac ne peuvent plus pousser quand elles sont exposées à l'azote , ces espèces et leur sensibilité sont suffisamment connues pour en faire des bio indicateurs . Au USA, la baisse de rendement des cultures a été estimée entre 1 et 2 milliards de dollars par an .

Le **tableau 89** illustre un récapitulatif des symptômes morphologiques causés par les principaux polluants acides sur la végétation forestière.

Tableau 89: Symptômes visibles des SO₂ et NOx sur feuilles et aiguilles.

| Industrie | Principaux effluents | Symptômes visibles sur les coniferes | Symptôme visible sur les feuilles |
|----------------------------|-----------------------------------|--|---|
| Gaz Naturel et Pétrole | SO ₂ | Jaunissement des vieilles aiguilles, suivi du brunissement et de la mort des tissus . La décoloration commence à l'extrémité des aiguilles et s'étend progressivement vers la base. les zones décolorées et vertes sont en général nettement délimitées. | Aspect mouillé de la face inférieure des feuilles, puis décoloration internervaire et marginale. une dessiccation rapide entraîne leur enroulement et leur flétrissement. |
| Moteur à combustions fines | Oxydes d'azote (NO _x) | Lésion à la surface des aiguilles fréquentes à la pointe, les vieilles aiguilles sont les premières à être atteintes. | Intensification de la couleur verte, puis un aspect trempé et formation de tâches blanches, jaunes ou vertes de forme irrégulière sur les feuilles. Les feuilles matures sont plus sensibles que les plus jeunes. |

2-Conséquences des dépôts humides :

2-1 Le dépérissement forestier

Il s'agit d'un phénomène complexe, se traduisant par un affaiblissement général de la vigueur des arbres et des peuplements. Une définition restrictive du terme "dépérissement" serait : "un phénomène qui ne relève pas d'une évolution naturelle des forêts (lié au vieillissement notamment) ou du résultat (même inhabituel) d'un seul facteur naturel". L'usage veut que l'on qualifie de "dépérissement" tout phénomène inhabituel de vitalité des arbres, quelle que soit la cause. La détection univoque et la quantification du "dépérissement" se sont révélées particulièrement difficiles.

De nombreux dépérissements ont été décrits concernant diverses espèces depuis plus de deux siècles en Amérique du Nord et en Allemagne. Historiquement, les dépérissements forestiers étaient attribués aux anomalies climatiques et aux erreurs sylvicoles. Depuis une vingtaine d'années, les hypothèses sont très orientées vers l'implication de la pollution atmosphérique : polluants gazeux, dépôts atmosphériques acides (acide sulfurique et acide nitrique), dépôts atmosphériques, acidifiants (ammonium), stress oxydatif (photo-oxydants comme l'ozone ».

C'est au début des années 1970 qu'ont lieu les premières études sur le dépérissement forestier dont les premiers témoins furent les Monts métallifères (à la frontière de l'ex-Allemagne de l'Est et de l'ex-Tchécoslovaquie).

En France, c'est au début des années 80 que débute l'observation du phénomène dans les Vosges au cours de l'été 1983, puis dans les Alpes et le Jura où les dommages semblaient plus diffus. Au niveau européen, un réseau de surveillance a été mis en place. Il est constitué de sites d'observation disposés selon un maillage de 16km par 16 km.

Pendant de nombreuses années, les dégâts constatés ont concerné essentiellement les résineux. Aujourd'hui cela ne semble plus être le cas et les feuillus (chênes, hêtres...) sont également touchés. Les symptômes s'observent sur les arbres âgés, mais également sur les sujets jeunes.

Les conséquences sur les cultures sont encore mal étudiées en France. Une incidence de la pollution atmosphérique (photo-oxydante et acide) sur les rendements agricoles a été démontrée aux Etats Unis et en Angleterre.

2-1-1 Etude de dépérissement forestier par le réseau d'évaluation et de surveillance écologiques.

Dans la région de Muskoka, en Ontario, on observe et on étudie le dépérissement des forêts depuis près de 20 ans. A l'été 2000, un groupe d'experts s'est réuni dans le cadre d'un atelier axé sur les plus récentes données et incluant une visite des secteurs affectés. Le présent rapport résume les constatations et les conclusions qui ressortent de l'information étudiée au cours de cet atelier.

Les participants ont examiné six rapports d'évaluation récents et plusieurs études scientifiques portant sur la surveillance du dépérissement et de la santé des forêts et sur la recherche en la matière. En se fondant sur ces rapports, ils ont défini un certain nombre de mécanismes de dégradation des forêts par les pluies acides et les autres polluants atmosphériques :

2.-1-1-1 La carence en éléments nutritifs dans les sols :

La carence en éléments nutritifs, un des principaux mécanismes de dégradation par les dépôts de soufre et d'azote, est due au lessivage du calcium et du magnésium du sol qui provoque le ralentissement de la croissance, le dépérissement du couvert forestier et l'accroissement de la mortalité des arbres. Dans le cadre d'expériences menées au Québec, on a réussi à remédier au déséquilibre en éléments nutritifs causé par le lessivage du calcium et du magnésium en ajoutant du calcaire dolomitique dans le sol au pied d'érables à sucre dépérissant. Grâce à ce traitement expérimental, le taux de croissance des arbres s'est amélioré en moins de un an et la progression des symptômes de dépérissement a cessé au cours des quatre ans qu'a duré l'étude.

2-1-1-2 Les dommages causés à la végétation par le brouillard acide :

Sur les rives de la Baie de Fundy, le brouillard acide a causé un dessèchement généralisé des rameaux du bouleau blanc. La durée des brouillards varie d'une année à l'autre, mais on observe une relation linéaire entre le nombre d'heures de brouillard de juin à août et le pourcentage moyen de brunissement foliaire. En outre, ce type de brouillard entrave la germination du pollen du bouleau blanc et du bouleau blanc de montagne. Le brouillard acide réduit la résistance au gel des épinettes rouges qui y sont exposées.

2-1-1-3 La présence accrue d'insectes et de maladies :

Dans une étude de quatre régions du nord est des États-Unis, les régions où l'on retrouve la plus grande fréquence de problèmes attribuables aux maladies et aux insectes forestiers sont également celles qui reçoivent les dépôts de soufre et d'azote les plus abondants et (ou) qui ont la plus forte exposition annuelle à l'ozone troposphérique. Cette relation s'accorde avec le rôle d'un fort dépôt d'anions dans l'appauvrissement en cations. Notamment en calcium, des réserves relativement faibles du sol de ces forêts.

En plus de ces mécanismes, il existe d'autres facteurs préoccupants pour l'avenir des forêts affectées par les pluies acides.

2-1-1-4 Les effets cumulatifs des agresseurs environnementaux :

Dans les Maritimes, par exemple, les UV-B et les pluies acides agissent de concert pour provoquer le dessèchement des rameaux du bouleau. Au Québec et en Ontario, les pluies acides, combinées à la sécheresse ou au gel, ont contribué au dépérissement de l'érable à sucre.

2-1-1-5 La réduction de la diversité des lombrics :

On a observé une baisse radicale de la diversité des lombrics dans des sols de l'Ohio affectés par les pluies acides, en comparaison avec des sols du sud de l'Illinois exposés à une dose cumulative plus faible.

2-1-1-6 La diminution de la longévité des forêts :

Dans les forêts de caryers de l'est des États-Unis, le taux de mortalité des arbres, qui était de 0,4 à 0,5 %, varie aujourd'hui de 1,0 à 1,5 %, une hausse qui indique que la longévité moyenne des forêts pourrait passer de près de 300 ans à environ 150 ans.

Ces conclusions touchent particulièrement le Canada, pour les raisons suivantes.

Ces conclusions touchent particulièrement le Canada pour les raisons suivantes :

2-1-2 Le niveau excessif des dépôts acides :

Sur de vastes superficies de l'est du Canada, les dépôts de soufre et d'azote excèdent la charge critique (protectrice) pour le sol forestier. En Amérique du Nord, les dépôts de soufre sont à la baisse, mais les dépôts d'azote demeurent inchangés. Au moment de la conception des programmes de lutte contre ces dépôts, on savait déjà que leur réduction ne serait pas suffisante pour éliminer tous les dommages.

2-1-3 L'étendue des régions affectées :

On estime que les pluies acides affectent de 10 à 15 % des forêts les plus productives du Canada. Ces forêts, dont la valeur écologique, sociale et économique est considérable, comprennent de nombreux espaces de loisirs et plusieurs parcs nationaux et provinciaux.

Les conséquences majeures en matière de politiques : Alors que le Canada s'apprête à mettre en œuvre une politique d'utilisation des forêts comme puits de carbone dans le cadre du bilan national de dioxyde de carbone, la croissance et la santé des forêts acquiert une importance grandissante. Les agressions multiples, y compris les émissions de SO₂, le déplacement des habitats dû aux changements climatiques et l'interaction entre les niveaux croissants de O₃ et de CO₂ qui rend les arbres de plus en plus vulnérables face aux ravageurs et aux maladies, interagissent pour réduire le potentiel de piégeage du carbone des forêts. Les pucerons, par exemple, étaient cinq fois plus abondants sur certaines espèces de trembles soumises à des concentrations élevées de O₃ que dans des parcelles témoins, alors que les ennemis naturels de ces ravageurs forestiers y étaient deux fois moins nombreux. Il devient très difficile d'établir des prévisions à long terme plausibles quant à l'absorption de dioxyde de carbone pour les forêts. (T. Brydges et al., 2000)

2-2 Impacts sur la vie terrestre animale :

Les chlorures, fluorures et métaux lourds peuvent mieux circuler et s'accumuler dans le sol acidifié à des niveaux qui sont toxiques pour les invertébrés qui vivent dans la terre. Les espèces sensibles aux métaux sont substituées par ceux qui sont plus tolérants. Ainsi, les espèces aux corps mous tels que les vers de terre et les nématodes semblent être affectés plus facilement par les concentrations élevées en métaux (sauf les enchytraéidés qui y résistent mieux).

Par ailleurs, les invertébrés jouent un rôle important dans la décomposition des détritiques sur le sol des forêts. Or, pendant que les détritiques s'y accumulent, la libération des éléments minéraux est retardée et la disponibilité des éléments nutritifs aux plantes est réduite. Les herbivores sont finalement affectés quand la quantité ou la qualité de leur approvisionnement alimentaire diminue.

En outre, bien que les oiseaux et les mammifères ne soient pas directement affectés par l'acidification de l'eau, ils y sont indirectement par des changements dans la qualité et la quantité de leurs ressources en nourriture. En Ecosse, par exemple, Les loutres sont plutôt rares autour des ruisseaux et des rivières acides, parce que leurs approvisionnements principaux, les poissons, sont réduits.

De plus, le calcium est un élément essentiel pour les mammifères et les oiseaux et un approvisionnement diététique adéquat leur est crucial pendant la reproduction. En effet, les oiseaux ont besoin de calcium pour la bonne formation des coquilles d'œufs et pour la croissance squelettique de leurs progénitures, ainsi que les mammifères, qui en ont besoin pour le développement squelettique de leurs fœtus.

Enfin, beaucoup d'espèces invertébrées, qui contiennent des concentrations élevées de calcium, telles que les mollusques et les crustacés, sont très sensibles au niveau de pH et sont parmi les premiers à disparaître pendant l'acidification des terres marécageuses.

2-3 Impacts des dépôts humides sur le sol :

La pollution acide intervient directement sur le sol, les précipitations acides modifient la composition chimique de certains sols en les acidifiant.

L'acidification des sols est un phénomène naturel, mais qui s'est amplifié au cours des dernières années par l'augmentation de certains polluants atmosphériques, surtout dans les zones montagneuses ou les sols pauvres comme dans le centre et le sud de l'Allemagne. Cet effet se traduit par une perte d'éléments minéraux nutritifs (Na, K, Ca, Mg) pour les arbres et la végétation. Les sols sableux sont les plus sensibles, ils sont facilement lessivables.

Les précipitations acides apportent au sol des anions (sulfate, nitrate) et des cations H^+ . L'apport d'ions H^+ conduit au remplacement progressif des cations basiques (Na, Mg....etc.), H^+ entraîne donc le lessivage des ions échangeables. ce qui conduit à la réduction des éléments nutritifs dans le sol et la libération d'éléments toxiques comme l'aluminium, ainsi les conditions chimiques favorisent l'enterrement des ions basiques vers le sous sol et les nappes phréatiques, les plantes disposent de moins d'éléments nutritifs et la richesse du sol diminue.

Les réponses des organismes du sol aux baisses de pH sont variables, certains champignons apprécient les conditions acides, d'autres supportent ou résistent même à des fortes variations. Acariens et d'autres encore décroissent nettement en conditions acides (bactéries, nématodes). Les réactions biochimiques sont généralement affaiblies sur les sols acides, en particulier la nitrification, la fixation de l'azote, la dénitrification et la minéralisation des produits azotés, sulfurés et phosphatés (Chovin et al., 1973)

2-4 Impacts des dépôts humides sur l'eau

Les dégâts spectaculaires imputés aux pluies acides sont probablement les dommages subis par les lacs.

Si le pH d'une rivière descend en dessous de 4,5, la plupart des poissons meurent. C'est la diminution du nombre de saumons dans les lacs scandinaves et Nord Américains qui a donné l'alarme sur l'impact des rejets acides sur l'environnement. En effet, dans ces régions froides les lacs sont essentiellement alimentés par la fonte des neiges et des glaciers. Or, ceux-ci jouent le rôle d'accumulateurs de pollutions, lors de la fonte des neiges et des glaciers, l'acidité de l'eau peut être 4 à 5 fois plus grande que celle d'une pluie acide.

Cependant, lorsque le sol est alcalin et contient des cations tels que Ca^{2+} , K^+ , Na^+ , l'acidité des pluies est neutralisée lors du lessivage des sols et n'est pas responsable de l'acidification des eaux se déversant dans les lacs. Pourtant elle reste responsable de la forte mortalité des poissons. Surtout les plus recherchés comme (salmonidés). En effet, en milieu basique certains cations métalliques tels que l'aluminium, le mercure, et le plomb sont fixés sous forme de complexes insolubles.

L'aluminium est sous la forme $Al(OH)_3$ en milieu basique, les pluies acides peuvent entraîner la neutralisation du sol, on retrouve donc la forme Al^{3+} . Les cations sont donc élués avec les eaux de ruissellement.

Les composés de l'aluminium s'accumulent dans les branchies des poissons causant leur mort. Les poissons, ne sont pas les seuls à en mourir, le phytoplancton ne résiste pas non

plus à ce type d'acidification. La lumière pénètre donc plus profondément au fond de ces lacs morts, ce qui leur donne cette coloration bleue si caractéristique.

2-5 Impacts sur les matériaux :

Les matériaux sont essentiellement affectés par la pollution acide qui entraîne une des édifices, monuments ou façades. La pollution acide met en danger notre patrimoine culturel et occasionne d'onéreux travaux de ravalement de façades ou de restauration des monuments. , le calcaire et le grès, paraissent être les plus vulnérables, certaines constructions modernes n'échappent pas aux dégâts des pluies acides.

L'acidification des précipitations entraîne une érosion des surfaces métalliques (cuivre, zinc). En Tchécoslovaquie, l'érosion des voies de chemin de fer impose une limitation de la vitesse des trains. La pierre est également atteinte. On observe la formation d'une croûte en surface qui se décolle laissant apparaître la pierre qui part en poudre.

Malheureusement, la pollution n'épargne pas les monuments historiques. Si on ne trouve pas les moyens de les protéger, L'Europe risque de perdre peu à peu l'identité de son patrimoine architectural. Le Parthénon à Athènes (autour duquel la circulation a été interdite), le Colisée à Rome et la plupart des monuments sont d'ores et déjà gravement endommagés par les pluies acides (au sens large, c'est-à-dire les précipitations humides et les dépôts secs). (CETIPA, 2007).

3- Etude de l'impact des polluants acides SO₂ et NO_x) sur la végétation dans la région d'Annaba

3-1 Matériels et Méthodes :

Nous avons choisis de travailler sur la même espèce *Fraxinus angustifolia* en étudiant l'impact des polluants acide sur sa morphologie, son histologie et sa physiologie .

3-1-1 Impact physiologique :

3-1-1-1 Dosage de la chlorophylle des feuilles de *Fraxinus angustifolia*

L'extraction de la chlorophylle des tissus foliaire se fait selon la méthode utilisée par Mac Kinney,1941.

3-1-2 Impact biochimique

3-1-2-1 Dosage de la proline:

La méthode utilisée par pour le dosage de la proline est celle de (Troll et Lindesley, 1955) ; Monneveux et Nemmar,1986)

■ Extraction des échantillons :

Le dosage de la proline consiste à peser **0,1g** de feuilles fraîche de *Fraxinus angustifolia* après les avoir coupés en petits morceaux, on les introduits dans un tube à essai, dans lequel on ajoute 2ml de méthanol à **40%** et on les recouvre de papier aluminium pour éviter la volatilisation de l'alcool. L'ensemble est chauffé au bain-marie à **85°C** pendant **60mn**.

■ Dosage :

Après refroidissement des tubes, on prélève 1ml d'extrait, auquel on ajoute 1ml d'acide acétique (CH_3COOH), 1ml d'un mélange contenant: 120ml d'eau distillée, 300ml d'acide acétique, 80ml d'acide ortho phosphorique (H_3PO_4) densité 1,7 et 25mg de ninhydrine ($\text{C}_9\text{H}_6\text{O}_4$).

La solution est portée à ébullition pendant 30 minutes, la couleur de cette dernière varie progressivement au rouge, après refroidissement, on ajoute 5ml de toluène à la solution; Après agitation, deux phases se forment, une inférieure sans proline reste transparente et l'autre supérieure colorée en rouge contenant de la

proline est récupérée et déshydratée par l'addition d'anhydride (Na_2SO_4). En fin cette dernière est passée au spectrophotomètre à la longueur d'onde 528nm.

L'étalonnage de l'appareil se fait par le mélange (acide acétique, eau distillée, acide ortho phosphorique et ninhydrine).

■ Réalisation des la courbe d'étalonnage :

Une solution mère de proline est préparée à une concentration de 20ug/ml de méthanol à 40%. Dans des tubes à essai numérotés de 1 à 10, on prélève respectivement 1 à 10ml de solution étalon, puis on ajuste à 10ml avec du méthanol à 40%. Un volume de 1ml est ensuite prélevé de chaque tube, puis déposé dans une autre série de tubes numérotés de 1 à 10 et qui correspondent respectivement à des quantités croissantes de proline (2,4,6,8,10,12,14,16,18,20ug).

Le calcul des résultats est déterminé à partir de la formule suivante :

$$Y = ax + b$$

X densité optique (nm)

Y = concentration en proline (ug/l)

3-2 Résultats et interprétations :

3-2-1 Résultats et interprétations de la chlorophylle a, b, (a+b) chez *Fraxinus angustifolia* au niveau des 8 sites en 2002

Tableau 90 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'Annaba(S1) en 2002

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|--------|--------|-----------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 3398.2 | 1699.1 | 20.11 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 101160 | 60580 | 278.54 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 157523 | 78761 | 232.47 | 0.000*** |

Tableau91 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'Asmidal (S2) en 2002

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|--------|-------|-----------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 662.00 | 331.00 | 2.86 | 0.134NS |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 6907.4 | 3453.7 | 98.73 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 15254 | 7627 | 43.68 | 0.000*** |

Tableau 92: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'El bouni (S3) en 2002

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|----------|----------|---------|-----------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 312725.6 | 156362.8 | 3349.99 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 7566.2 | 37831 | 119.05 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 3065522 | 153261 | 734.440 | 0.000*** |

Tableau93 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'El hadjar (S4) en 2002

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|---------|---------|--------|-----------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 408 | 204 | 0.84 | 0.476NS |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 65669.3 | 32834.7 | 335.95 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 43272 | 21636 | 86.02 | 0.000*** |

Tableau94 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau de Sidi amar (S5) en 2002

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|---------|---------|---------|-----------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 86593.9 | 43296.9 | 688.49 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 63733 | 3111866 | 230.77 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 274129 | 137064 | 1310.56 | 0.000*** |

Tableau95 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau de Metal steel (S6) en 2002

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|----------|----------|---------|-----------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 27398 | 13699 | 104.67 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 159735 | 79868 | 226.44 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 251306.2 | 107653.1 | 1101.05 | 0.000*** |

Tableau 96: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez Fraxinus angustifolia à l'aide de l'AV1 au niveau de l'Aéroport (S7) en 2002

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|-------|--------|-------|---------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 2659 | 1329 | 6.09 | 0.036** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 49197 | 244599 | 1.05 | 0.408NS |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 21781 | 10890 | 21.35 | 0.002** |

Tableau 97: Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la chlorophylle chez Fraxinus angustifolia à l'aide de l'AV1 au niveau d'El kala (S8) en 2002

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|-------|--------|----------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 13859 | 6929 | 5.57 | 0.043** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 196146 | 98073 | 318.13 | 0.000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 3011 | 1505 | 0.24 | 0.792NS |

L'examen des résultats statistiques des **tableaux 90-97** relatifs à la comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la chlorophylle a, b (a+b) chez Fraxinus angustifolia au niveau de chaque site, montre qu'il existe des différences très hautement significatives (P=0.000) au niveau des sites suivants : Annaba, El bouï, Sidi amar et Metal steel. ; par contre, Asmidal et El hadjar enregistrent des différences très hautement significatives (P=0.000) seulement pour la chlorophylle b et la chlorophylle (a+b), mais non significatives au niveau de la chlorophylle a (P=0.134) et (P=0.476)

Les **tableaux 96,97** relatifs à la comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle a, b et (a+b) chez Fraxinus angustifolia, indique qu'il existe des différences significatives pour la chl a et la chlorophylle(a+b) (P=0.036) et (P=0.002), par contre non significative pour la chlorophylle b (P=0.408).

Il existe aussi une différence très hautement significatives concernant la chlorophylle b au niveau d'El Kala (temoin) ($P=0.000$), des différences hautement significatives pour la chlorophylle a ($P=0.043$) par contre non significative pour la chlorophylle (a+b) ($P=0.792$).

Tableau 98: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 1^e prélèvement

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------|-------|---------|--------|---------|-----------------|
| Différence entre sites (chla) | 7 | 1059969 | 151424 | 9633.25 | 0.000*** |
| Difference entre sites (chlb) | 7 | 1010119 | 144303 | 958.78 | 0.000*** |
| Difference entre Sites(chla+b) | 7 | 1549571 | 221367 | 409.53 | 0.000*** |

Tableau 99: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 2^e prélèvement

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------|-------|---------|--------|--------|-----------------|
| Différence entre sites (chla) | 7 | 558884 | 79841 | 359.30 | 0.000*** |
| Difference entre sites (chlb) | 7 | 1434779 | 204968 | 23.18 | 0.000*** |
| Difference entre Sites(chla+b) | 7 | 2232472 | 318925 | 283.13 | 0.000*** |

Tableau100 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AVI au niveau des différents sites au 3^e prélèvement

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--|-------|---------|--------|--------|-----------------|
| Différence entre sites (chl _a) | 7 | 715251 | 102179 | 226.98 | 0.000*** |
| Difference entre sites (chl _b) | 7 | 654651 | 93522 | 365.99 | 0.000*** |
| Difference entre sites (chl _a +b) | 7 | 2269556 | 324222 | 264.25 | 0.000*** |

L'analyse des résultats statistiques des **tableaux 95- 97** relatifs à la comparaison des moyennes spatiales des teneurs de la chlorophylle a, b (a+b) chez *Fraxinus angustifolia*, indique qu'il existe des différences très hautement significatives (P=0.000) entre sites et pour chaque prélèvement (P=0.000).

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter les **figures38** suivantes :

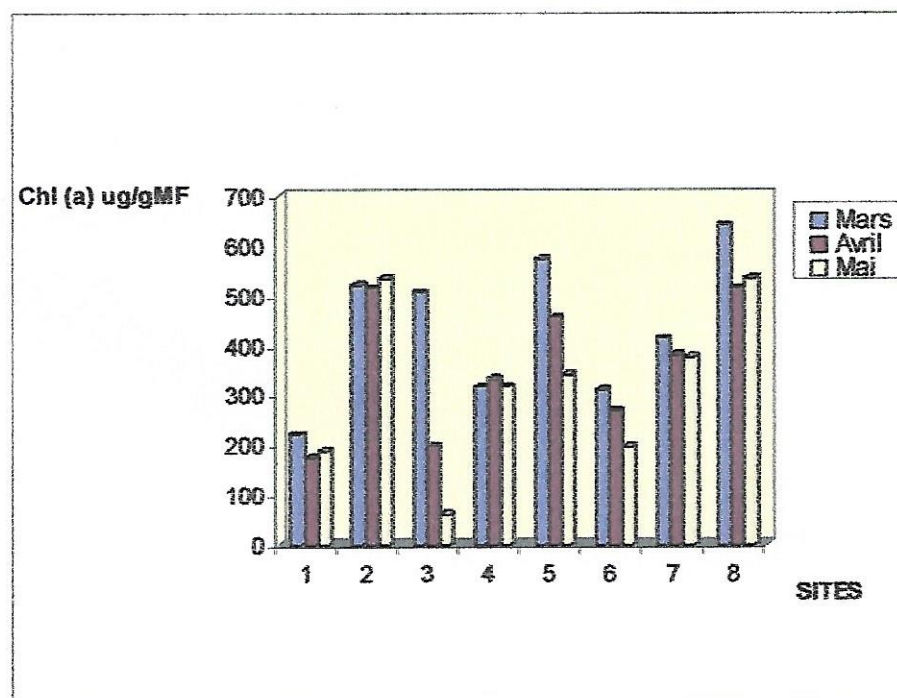


Figure 38: Variations spatio temporelles de la chlorophylle (a) chez *Fraxinus angustifolia* (2002)

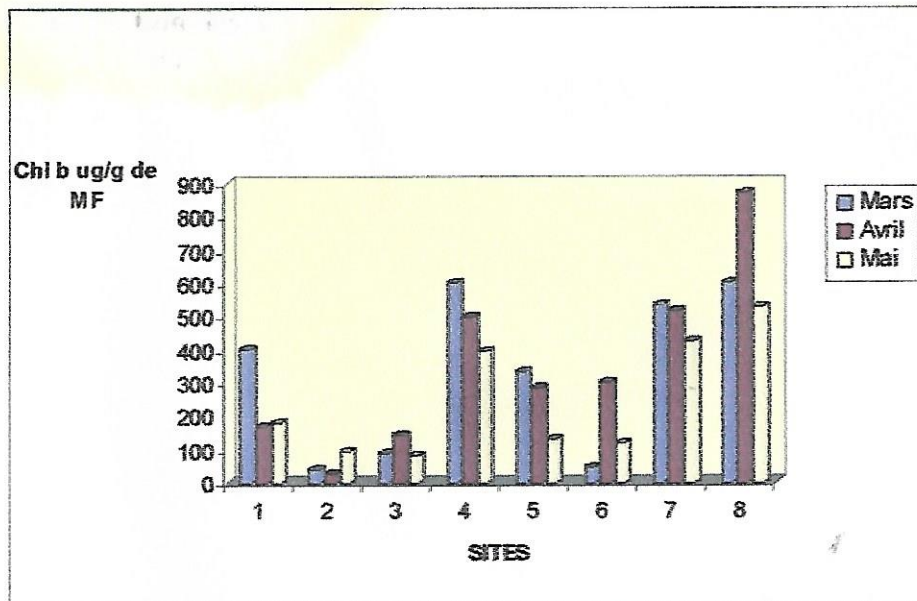


Figure39 : Variations spatio temporelles de la chlorophylle (b) chez *Fraxinus angustifolia* (2002)

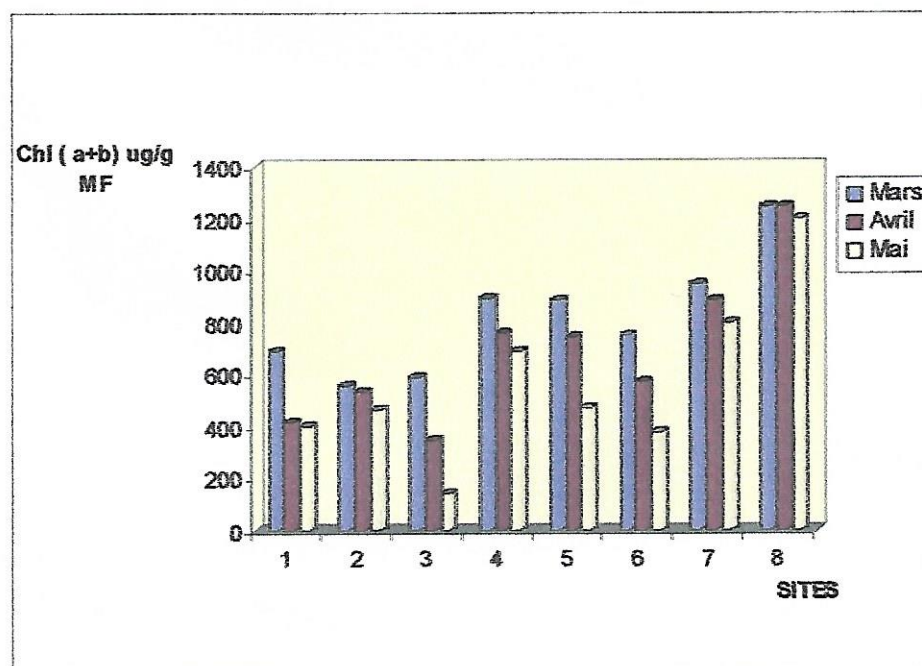


Figure 40: Variations spatio temporelles de la chlorophylle (a+b) chez *Fraxinus angustifolia* (2002)

► Chlorophylle (a) :

Les teneurs de la chl(a) enregistrent certaines fluctuations, néanmoins nous constatons que : Les teneurs les plus faibles sont enregistrés au niveau des sites : Annaba, El bouni, Metal steel par rapport au témoin soit de 187.4 ; 60.25 ;196.20 et 578.25 ug/g MF au 3^e prélèvement donc baisse de la chlorophylle après accumulation des polluants en fonction du temps.(Figure38)

► **Chlorophylle (b) :**

Nous remarquons que les sites : El hadjar et l'Aéroport enregistrent des teneurs proches du témoin soit 395.73 ; 425.75 et 528.75 ug/g de MF au 3^e prélèvement.

Les autres sites enregistrent des fluctuations d'un mois à un autre avec baisse de la chlorophylle surtout au niveau du site Asmidal soit 93.00 ug/g de MF. (Figure 39)

► **Chlorophylle (a+b) :**

Les teneurs de la chl (a+b) diminuent en fonction du temps et ceci au niveau de tous les sites.

Les sites où cette teneur est en baisse par rapport au témoin sont Annaba, asmidal et El bouni soit de 404.33 ; 463.5 ; 142.00 et 1206.00 ug/g de MF. (Figure 40)

3-2-2 Interprétations des résultats de la chlorophylle a, b et (a+b) chez *Fraxinus angustifolia* en 2004:

Tableau 101: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'Annaba (S1) en 2004

| Sources | d.d.1 | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|---------|--------|--------|-----------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 73862 | 36931 | 288,44 | 0,000*** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 10835,2 | 5417,6 | 73,26 | 0,000*** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 127207 | 63603 | 241,66 | 0,000*** |

Tableau102 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'Asmidal (S2) en 2004

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|--------|------|----------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 16590 | 8295 | 1,4 | 0,318 NS |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 180851 | 90425 | 7,17 | 0,026 NS |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 210455 | 105227 | 3,28 | 0,109 NS |

Tableau103: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'El bouni (S3) en 2004

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|--------|-------|-----------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 31710 | 15855 | 7,05 | 0,027 * |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 97521 | 48760 | 55,54 | 0,000 *** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 309980 | 154975 | 16,58 | 0,004 ** |

Tableau104 : Cmparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'El hadjar (S4) en 2004

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|-------|------|------|----------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 18192 | 2096 | 6,98 | 0,027 ** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 5668 | 2834 | 0,11 | 0,901 NS |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 1851 | 926 | 0,28 | 0,767 NS |

Tableau105: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau de Sidi amar (S5) en 2004

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|-------|-------|-------|------------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 7412 | 3706 | 18,47 | 0,003 ** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 5959 | 2979 | 18,25 | 0,003 ** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 20348 | 10174 | 39,94 | 0,000 *** |

Tableau106: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau de Metal steel (S6) en 2004

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|---------|--------|--------|------------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 28044 | 14022 | 60,01 | 0,000 *** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 4249 | 2124 | 18,28 | 0,003 ** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 11989,1 | 5994,6 | 256,92 | 0,000 *** |

Tableau 107: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau de l'Aéroport (S7) en 2004

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|--------|-------|------------------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 23786 | 11878 | 25,06 | 0,001 *** |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 72884 | 36442 | 19,83 | 0,002 ** |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 208025 | 104013 | 22,54 | 0,002 ** |

Tableau108 : Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau d'El kala (S8) en 2004

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|--------|--------|-------|-----------|
| Différence entre Période (chl a) | 2 | 70326 | 35163 | 6,64 | 0,03 * |
| Différence entre Période (chl b) | 2 | 404903 | 202452 | 2,36 | 0,175 NS |
| Différence entre Période (chl a+b) | 2 | 642449 | 321224 | 43,70 | 0,000 *** |

Tableau 109: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 1^e prélèvement

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|--------------------------------|-------|---------|--------|-------|------------------|
| Différence entre sites (chla) | 7 | 484631 | 69233 | 68,56 | 0,000 *** |
| Difference entre sites (chlb) | 7 | 1100536 | 157219 | 4,53 | 0,006 NS |
| Difference entre Sites(chla+b) | 7 | 3431773 | 490253 | 91,73 | 0,000 *** |

Tableau 110: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 2^e prélèvement

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P. |
|--------------------------------|-------|---------|--------|-------|------------------|
| Différence entre sites (chla) | 7 | 424689 | 60670 | 19,03 | 0,000 *** |
| Difference entre sites (chlb) | 7 | 953863 | 136266 | 11,00 | 0,000 *** |
| Difference entre Sites(chla+b) | 7 | 2028598 | 289800 | 26,79 | 0,000 *** |

Tableau 111: Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 3^e prélèvement

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|---------------------------------|-------|---------|--------|-------|------------------|
| Différence entre sites (chla) | 7 | 2332534 | 333219 | 1,60 | 0,207 NS |
| Difference entre sites (chlb) | 7 | 503265 | 71895 | 37,87 | 0,000 *** |
| Difference entre sites (chla+b) | 7 | 1814846 | 259264 | 48,76 | 0,000 *** |

En vue des résultats précédents, nous allons interpréter les figures suivantes :

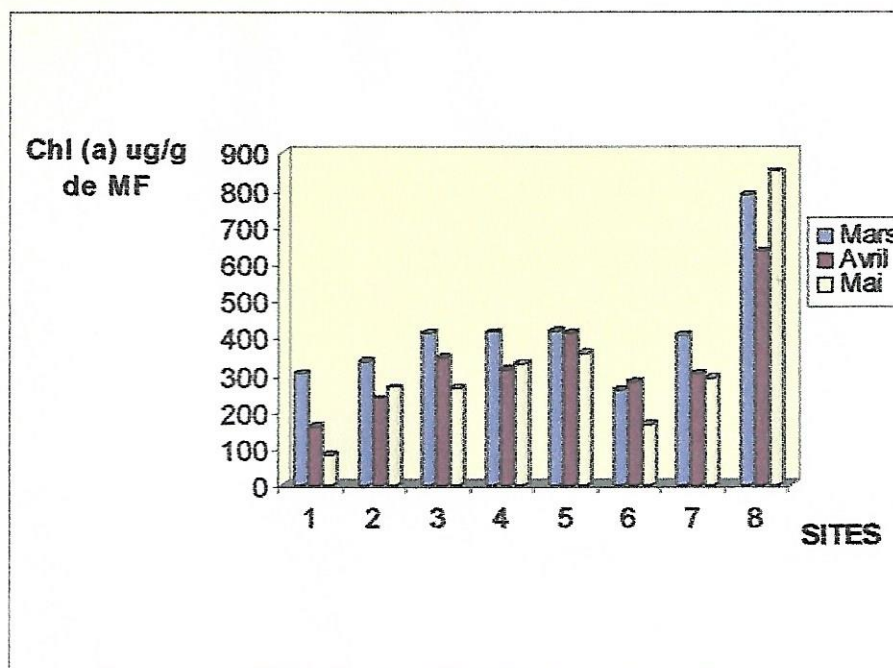


Figure41 : Variations spatio temporelles de la chlorophylle (a) chez *Fraxinus angustifolia* (20024)

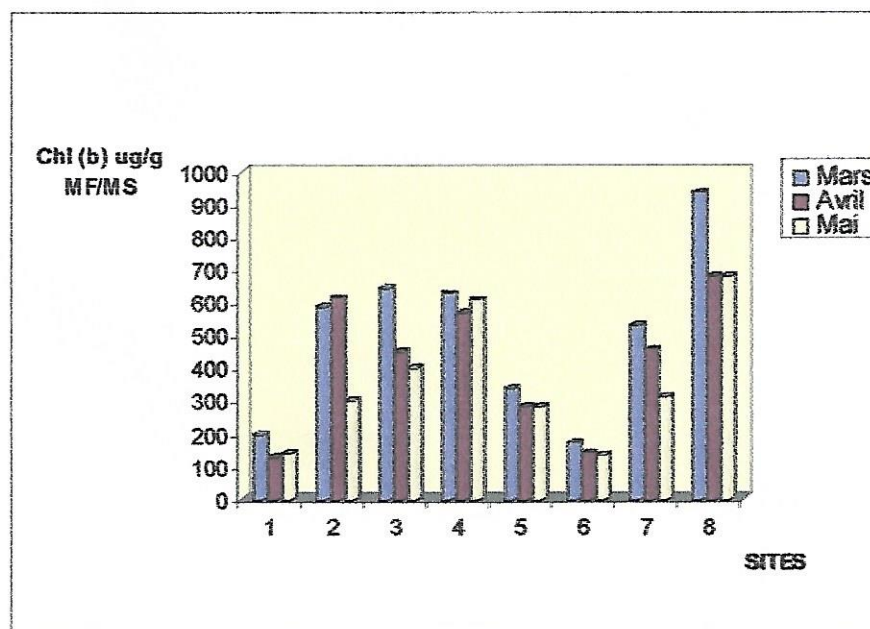


Figure42 : Variations spatio temporelles de la chlorophylle (b) chez *Fraxinus angustifolia* (2004)

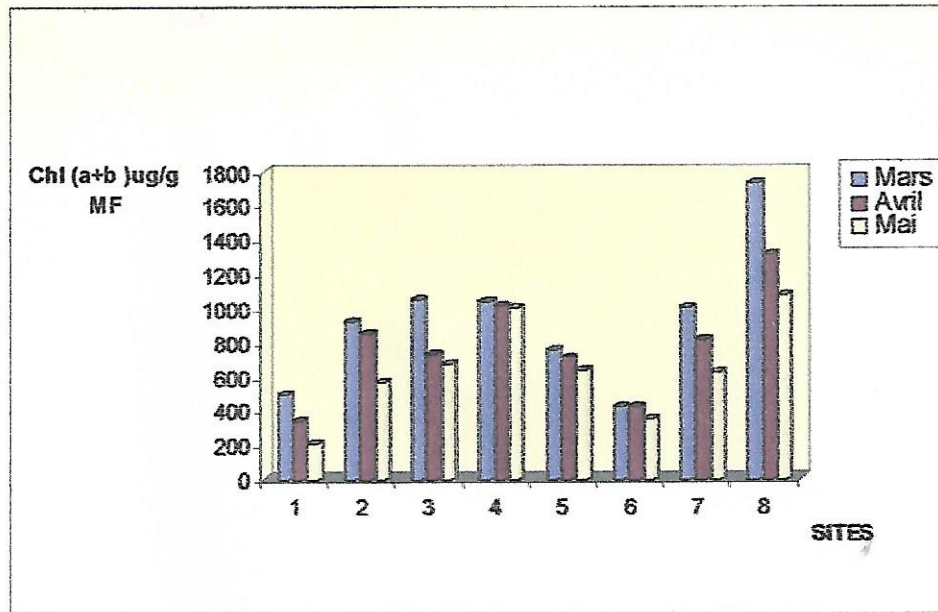


Figure 43 : Variations spatio temporelles de la chlorophylle (a+b) chez *Fraxinus angustifolia*

► Chlorophylle (a) :

D'après la figure 41, nous remarquons que :

- La teneur de la chlorophylle (a) est faible au niveau de tous les sites par rapport au témoin.
- Les sites qui enregistrent les valeurs les plus faibles sont Annaba (S1), Metal steel (S6) soit (81.25 µg/g MF ; 165.26 µg/g MF au 3^e prélèvement).
- Il ya une baisse de la chlorophylle en fonction du temps qui est du à l'accumulation des polluants par les feuilles de *Fraxinus angustifolia*

► Chlorophylle (b) :

De la figure 42 ressort que :

- Il ya une baisse considérable de la chlorophylle b au niveau des sites : Annaba (S1), Sidi amar, Métal steel et l'Aéroport soit : 139.50 ; 248.25 ; 134.50 et 631.66 µg/g MF par rapport au témoin (1008.00 µg/g MF) au 3^e prélèvement cela est probablement du :
 - À l'intensité du trafic routier au niveau de l'agglomération de Annaba.
 - Sidi amar (S5) situé à proximité du complexe sidérurgique d'El hadjar (Métal steel) vient s'ajouter à cela l'urbanisation au niveau de ce site.
 - Métal steel comme source de pollution, n'a jamais utilisé aucun moyen ou système de dépollution d'où rejet élevé de polluants dans l'air.
- Les teneurs faibles de la chl (b) au niveau de l'Aéroport (S7) restent en fonction de la présence d'un parking à ce niveau, sans oublier que les grandes concentrations de gaz d'origine automobile sont émises lors du démarrage du moteur.

► **Chlorophylle (a+b) :**

Les teneurs de la chl (a+b) illustrées au niveau de la **figure43** expriment une baisse très nette par rapport au témoin au niveau du site (1)Annaba et site (6) Métal steel soit : 208.50 ; 349.25 ; 1080.00 ug/g Mf au 3^e prélèvement

Les feuilles sont un lieu d'échange entre la plante et l'atmosphère. Par l'intermédiaire des stomates, les polluants pénètrent dans les feuilles et s'accumulent au fil du temps, ce qui provoque une dégradation du système photosynthétique d'où baisse de la chlorophylle. Cette baisse diffère d'un site à un autre suivant sa position vis à vis de la source de pollution (industriel ou trafic routier).

3-2-3 Interprétations des résultats de la proline chez *Fraxinus angustifolia*

Tableau 112 : Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la proline chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 pour chaque site en 2002

| Sources | DDL | SC | CM | FOBS | P |
|-------------------------------------|-----|---------|---------|-------|------------------|
| Différence entre mois/ Annaba | 2 | 1,5056 | 0,7528 | 30,71 | 0,001 *** |
| Différence entre mois/ Asmidal | 2 | 0,0702 | 0,0351 | 1,96 | 0,221 NS |
| Différence entre mois/ El Bouni | 2 | 0,19647 | 0,09823 | 10,28 | 0,012 * |
| Différence entre mois/ El Hadjar | 2 | 5,401 | 2,701 | 6,40 | 0,028** |
| Différence entre mois/ Sidi Amar | 2 | 1,31722 | 0,65861 | 66,90 | 0,000 *** |
| Différence entre mois/ ISPAT | 2 | 0,7862 | 0,3931 | 26,09 | 0,001*** |
| Différence entre mois/ aéroport | 2 | 1,363 | 0,682 | 6,13 | 0,036** |
| Différence entre mois/ El Kala | 2 | 0,0512 | 2,701 | 0,81 | 0,458 NS |

Tableau 113 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la proline chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 pour chaque période (2002)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|-----------------------------------|-------|---------|--------|-------|------------------|
| Différence entre sites (periode1) | 7 | 24,952 | 3,565 | 22,14 | 0,000 *** |
| Difference entre sites (periode2) | 7 | 10,3748 | 1,4821 | 35,02 | 0,000 *** |
| Difference entre sites (periode3) | 7 | 16,3488 | 2,3355 | 40,16 | 0,000 *** |

Tableau 114 : Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la proline chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 pour chaque période (2004)

| Sources | d.d.l | SC | CM | Fobs | P |
|------------------------------------|-------|---------|--------|--------|-----------------|
| Différence entre sites (periode1) | 7 | 44.096 | 6.299 | 19.41 | 0.000*** |
| Difference entre sites (periode2) | 7 | 49.8703 | 7.1243 | 244.05 | 0.000*** |
| (Difference entre sites (periode3) | 7 | 51.9247 | 7.4178 | 430.75 | 0.000*** |

Tableau 115 : Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la proline chez *Fraxinus angustifolia* à l'aide de l'AV1 pour chaque site en 2004

| Sources | DDL | SC | CM | FOBS | P |
|----------------------------------|-----|---------|---------|-------|------------------|
| Différence entre mois/ Annaba | 2 | 2,8241 | 1,4120 | 66,64 | 0,000 *** |
| Différence entre mois/ Asmidal | 2 | 0,0263 | 0,0131 | 0,94 | 0,440 NS |
| Différence entre mois/ El bouni | 2 | 6,374 | 3,18 | 3,97 | 0,080 NS |
| Différence entre mois/ Hadjar | 2 | 0,5208 | 0,2604 | 9,27 | 0,015 * |
| Différence entre mois/ Sidi Amar | 2 | 1,1954 | 0,5977 | 20,71 | 0,002 ** |
| Différence entre mois/ ISPAT | 2 | 0,49020 | 0,24510 | 31,62 | 0,001 ** |
| Différence entre mois/ aéroport | 2 | 1,3898 | 0,6949 | 13,44 | 0,006 ** |
| Différence entre mois/ El Kala | 2 | 0,0064 | 0,0032 | 0,09 | 0,913 NS |

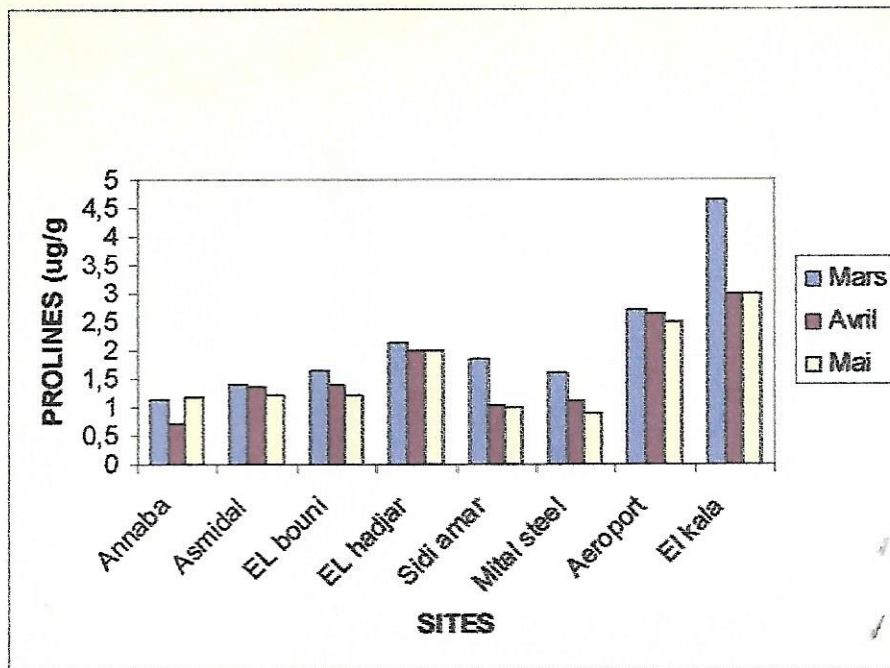


Figure44 :Variation spatio temporelle des teneurs en proline (2002)

La proline est un acide aminé soluble dans l'eau et l'alcool et facilement oxydable par la minhydrine, elle s'accumule dans la plante lorsque l'équilibre métabolique de celle-ci est perturbé par les conditions défavorable du milieu et peut varier d'une plante à une autre (Blender et al., 1994., Holopainen, 1994 , Ekeberg et al, 1995, May et Leaver, 1993) Nous pouvons remarquer que la teneur en proline augmente en fonction du temps d'exposition et de la concentration des polluants, ceci peut s'expliquer par un stress lié à l'exposition de ces plantes à la pollution atmosphérique et aux facteurs climatique, ce qui confirme l'importance de la proline dans la révélation d'un état de stress et de perturbation. D'une manière générale certains composés comme le glutathion , ascorbate, phytol et acides aminées subissent des changements de concentrations vis à vis de la pollution

3-2-4 Impact morphologique sur *Fraxinus angustifolia*

En général les nécroses observées sur le frêne sont plus apparentes sur les feuilles directement exposées à l'usine polluante. Au niveau de cette même rangée d'arbres, nous avons déjà signalé les dégâts observés tels que dégarnissement des charpentières du sommet puis dessèchement et mort de certains sujets .Nous avons noté également des nécroses chez d'autres espèces végétales telles que *Acacia melanoxylon* qui constitue une ceinture d'arbres le long de la clôture de l'usine ASMIDAL (face à la R.N 44) où les nécroses sont plus prononcées sur les feuilles les plus âgées et les mieux exposées à la source de pollution. Ces nécroses atteignent parfois les 2/3 de la feuille (d'où une chute foliaire très importante, un dégarnissement des rameaux et un dessèchement de certaines branches.

Autres formes de nécroses :

D'une part, nous mettons en évidences la synergie de plusieurs éléments polluants, notamment le dioxyde de soufre et les NOx sans poûr autant mettre une forme de pollution particulière, marquée notamment à l'intérieur de l'enceinte d'ASMIDAL. Nous estimons que pour un pollution modérée, les symptômes spécifiques à chaque polluants sont nettement visibles, mais pour une pollution importante, la plupart des symptômes sont masqués par l'apparition d'une nécrose uniforme portant sur la presque totalité de la feuille.

Cytologiquement les polluants acides dégradent la cuticule et les stomates, retarde aussi la synthèse des cires (Turunen et al., 1995)

CONCLUSION GENERALE

Actuellement, on a besoin d'outils capables d'aborder de manière aussi globale et intégrée que possible les problèmes de la pollution, dans le souci d'améliorer connaissances et contrôle des phénomènes mis en cause.

L'analyse directe des polluants ; bien qu'indispensable en fournissant des données physico-chimiques quantifiées, elle ne permet pas de connaître l'impact sur le milieu vivant. Si connaître c'est mesurer, connaître la pollution, c'est effectivement mesurer les concentrations des polluants présents mais aussi en mesurer les effets. D'où la recherche de bio-indication qui ouvre ainsi la voie à une surveillance plus large et écologique intégrant les effets sur l'environnement grâce à des organismes sentinelles.

En effet notre étude sur l'évaluation de la pollution acide dans la région d'Annaba à partir de bioindicateurs : écorce de *Fraxinus angustifolia* et lichen *Xanthoria parietina*, part de ce principe et dont les résultats sont les suivants :

■ Les eaux pluviales dosées en 2006 n'enregistrent pas d'acidité, ces mêmes échantillons d'eau enregistrent des teneurs en nitrates qui ne sont pas très élevée néanmoins diffère d'un site à un autre par rapport au témoin, les sites Annaba et Metal steel enregistrent les valeurs les plus élevées .

Ainsi Les nitrates constituent un apport de protéines et jouent un rôle d'engrais nécessaire à la bonne croissance des plantes, mais une teneur trop élevée devient un véritable danger dans les eaux pluviales. Les nitrates constituent donc aussi à l'instar des nitrites, un indicateur de pollution .

■ D'après les émissions acides exprimés en Aeq (L'équivalent acide (Aeq) au niveau de la région d'Annaba durant l'année 1999, nous pouvons déduire que les émissions des NOx était de près de 40 fois plus celle des SO₂ tout près de la source de pollution ceci au niveau du transect « Sud ouest » qui était le plus touché par la pollution par rapport aux transect Est et ouest.

■ A la suite d'études statistiques faites sur les NOx et SO₂ (de 2002- 2006) captés par le réseau SAMA SAFIA au niveau de notre région nous déduisons que Les émissions des polluants acides sont en baisse depuis 1991. Par ailleurs Les émissions des Nox persistent encore Plusieurs secteurs peuvent contribuer aux émissions des Nox dans des proportions variables mais certainement le secteur du transport routier contribue majoritairement.

■ Selon Grodzinska (1977 , 1978 , 1979) ; swidboard et Kolember , 1979 il y a une corrélation significative entre la teneur du SO₂ dans l'air et le pH des écorces. D'après les travaux de Semadi, 1989 ; Serradj 1989 ; Rahali, 2003 l'écorce de *Fraxinus angustifolia* représente un bon indicateur de pollution acide cela est du à la nature de son ecorce présentant des infractuosités pouvant accumuler les polluants acides. De la nous pouvons la considérer comme un bon bioindicateur et notre étude le confirme

■ Ainsi d'après nos résultats sur la matière fraîche au niveau des différents sites d'études nous pouvons conclure que les sites représentant un indice faible par rapport au témoin sont particulièrement Annaba , plus précisément au niveau du Cour de la révolution et

Sidi brahim du à un trafic routier intense ; Sidi amar et Metal steel du aux émanations émises par Metal steel .

D'autre part Le rapport MF/MS tend à augmenter en 2004 par rapport à celui de 2002 et ceci au niveau de nos sites d'étude , cette augmentation est du à la baisse des polluants acides au niveau de l'atmosphère et nos résultats des émissions des gaz le confirme.

On utilise très fréquemment les végétaux comme bio-accumulateurs. Ce sont le plus souvent les feuilles qui sont récoltées, dans lesquelles les polluants sous forme de dépôts secs peu soluble peuvent causer de dégats

La proportion de matière fraîche par rapport à la matière sèche dans les feuilles de *Fraxinus angustifolia* augmente avec l'éloignement de la source de pollution .ceci à été déterminé par plusieurs auteurs (**Braun et Fluckiger, 1975 ; woodbury et al., 1994**).

- Le rapport MF/MS du thalle de *Xanthoria parietina* confirme nos résultats précédents.

Ainsi ,en fonction des problèmes environnementaux posés, il est possible de combiner différents types de matrices végétales dans un but de surveillance intégrée.

Les feuilles sont un lieu d'échange entre la plante et l'atmosphère. Par l'intermédiaire des stomates, les polluants pénètrent dans les feuilles et s'accumulent au fil du temps, ce qui provoque une dégradation du système photosynthétique d'où baisse de la chlorophylle. et perturbation de la concentration de certain acide aminée comme la proline.

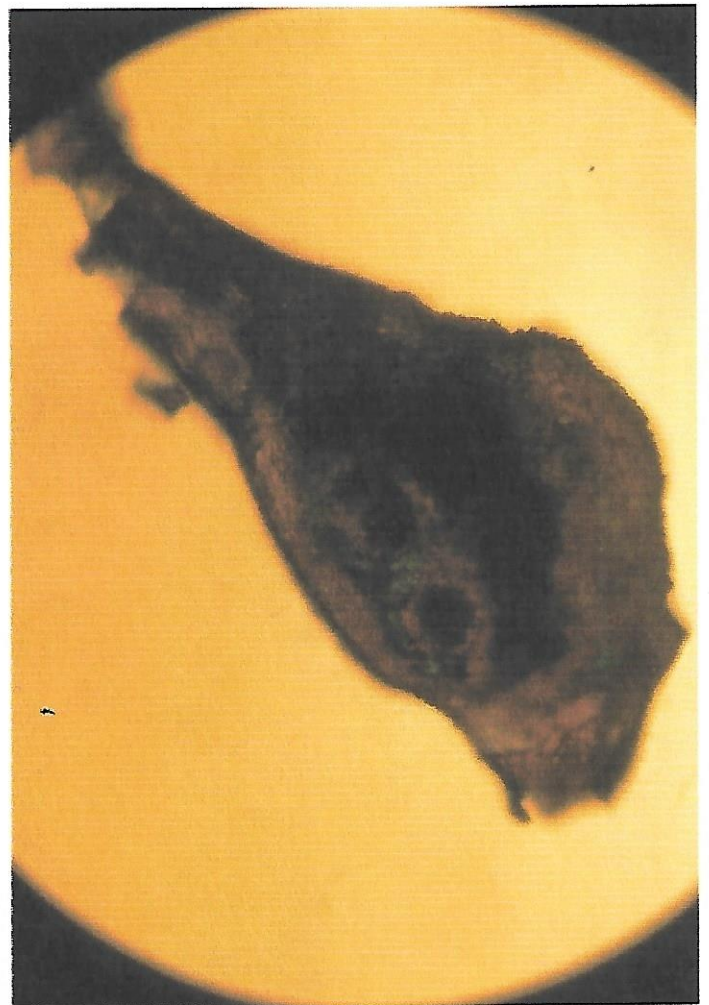
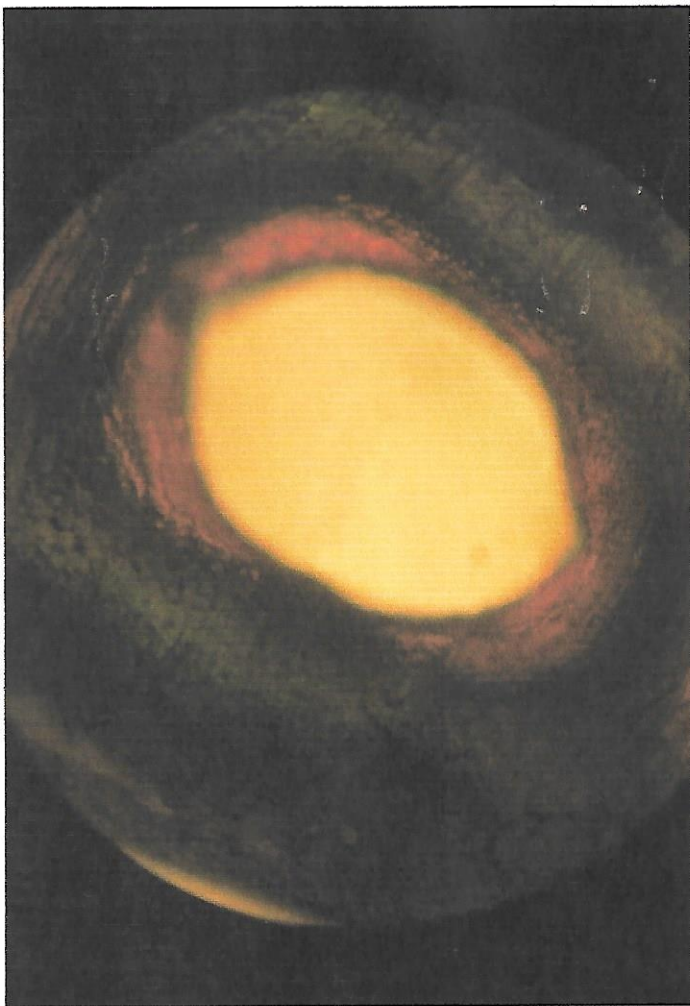
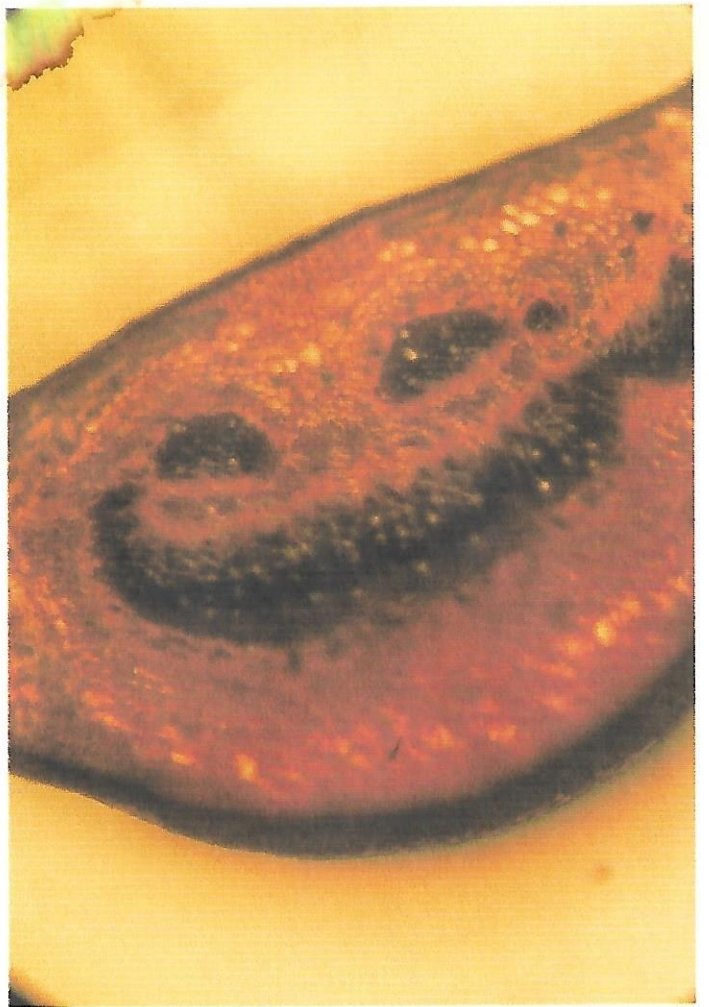
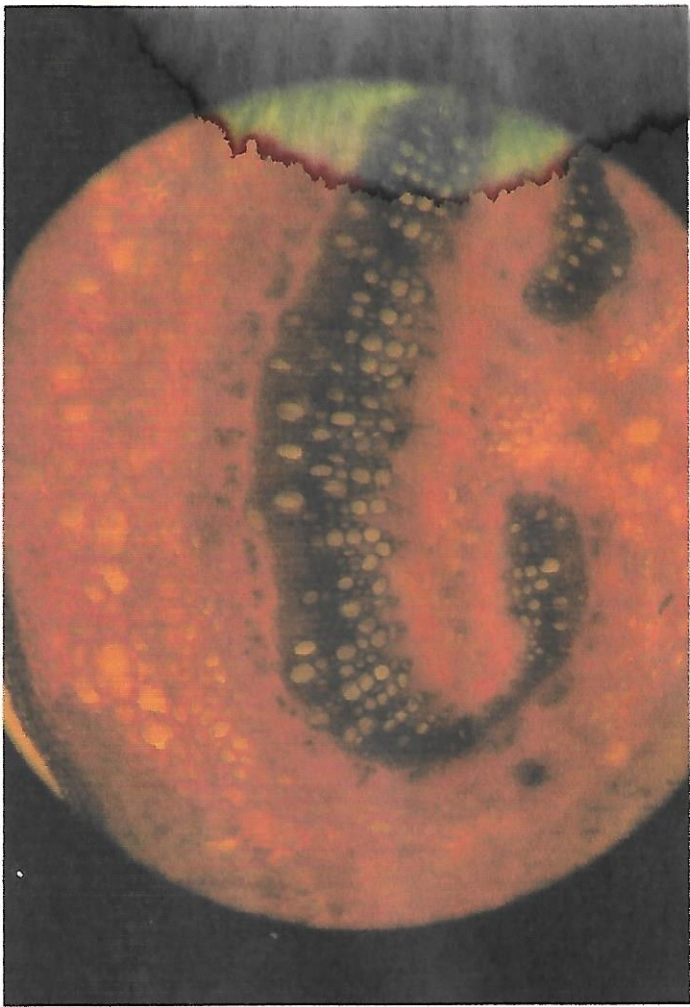
Cette baisse diffère d'un site à un autre suivant sa position vis à vis de la source de pollution (industriel ou trafic routier). Ainsi dans notre étude l'impact des polluants acide et plus précisément les NOx touchent particulièrement les sites suivants Annaba , Metal steel, ainsi que Sidi Amar. L'apparition de nécroses sur le feuillage de *Fraxinus* et especes voisines des sources de pollution au niveau de ces sites sont très visibles et nos photos et coupes histologiques le démontre.

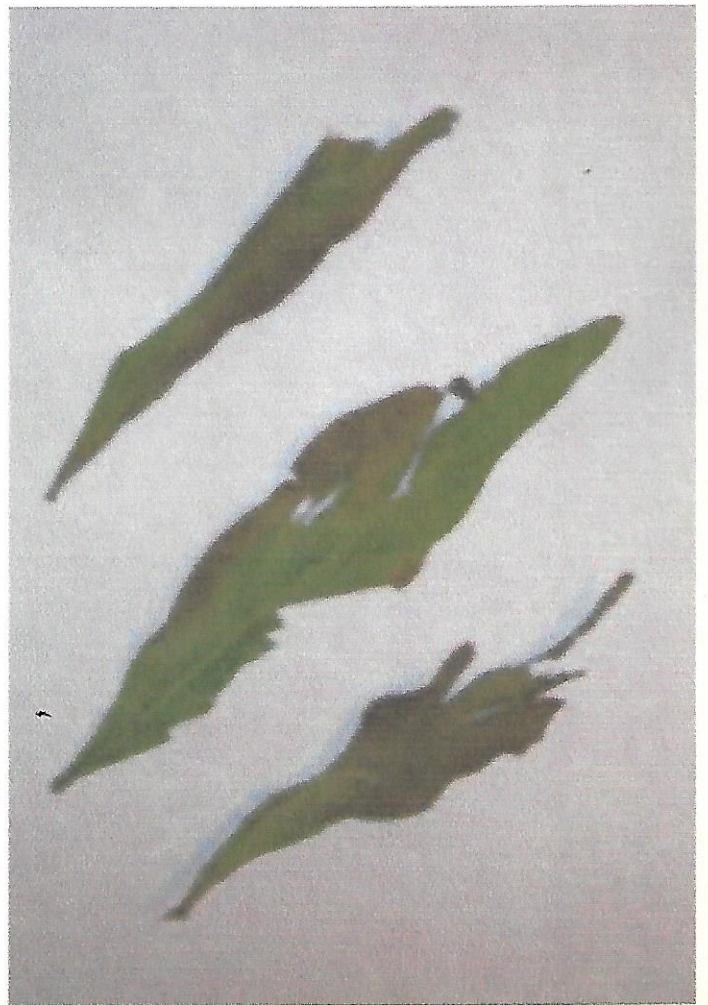
SOLUTIONS

Compte tenu de l'importance de cette étude, au niveau de notre région nous avons jugé utile de suggérer quelques mesures pour pallier à ce grave problème de pollution atmosphérique en l'occurrence :

- Obliger les complexes pollueurs d'introduire des systèmes de dépollution pour chaque unité polluante.
- De trouver des solutions à l'incinération des ordures qui se font marginalement.
- De créer une autre politique de développement de la ville.
- D'organiser le trafic routier dans notre région pour éviter les embouteillages qui sont les responsables du dégagement de gaz toxiques.
- De réduire le nombre de véhicules circulant dans la région en organisant le transport public.
- De veiller à l'entretien des espaces verts existants (véritables poumons de la ville) .
- De veiller au bon fonctionnement d'une façon continue des stations de surveillance de la qualité de l'air ainsi que le bon emplacement.
- De mettre des systèmes (bacs) pour collecter les eaux pluviales en vue d'une analyse chimique complète (pH, taux de nitrate de sulfate, ...)

Enfin, nous pensons qu'il n'est pas possible, dans un délai très court et sans précaution, de remplacer une politique par une autre. Dés maintenant, il est donc nécessaire d'envisager les solutions qui seront mise en place demain. Investir en matière de dépollution industrielle.





Résumé :

Cette étude a porté sur l'estimation de la pollution acide dans la région d'Annaba. Prenant en considération plusieurs sources de pollution et principalement le complexe d'engrais phosphatés (FERTIAL), le complexe sidérurgique (Mittal Steel Arcelor), ainsi que le trafic routier.

Les résultats obtenus lors des analyses et traitement des échantillons à l'aide de bio indicateur : lichen (*Xanthoria parietina*) et écorce de *Fraxinus angustifolia* ; nous a permis d'évaluer ce type de pollution qui est devenu très faible par rapport aux années précédentes, mais non négligeable.

Ceci confirme nos résultats obtenus pas les stations de mesure, et revient à dire que l'utilisation d'un indicateur biologique et un autre biochimique sont complémentaires pour la détermination du degré de pollution.

Pour protéger notre région des émanations provenant de Arcelor Mittal et NOx rejetées par le trafic routier ; il est urgent de trouver des solution adéquates pour ces deux sources qui nous menacent.

| Tableau | Titre | Page |
|----------------|---|-------------|
| Tableau 1 | Organisation territorial de la wilaya d'Annaba | 1 |
| Tableau 2 | Pluviométrie moyenne mensuelle d'Annaba (1997-2006) | 4 |
| Tableau 3 | Données termiques de Annaba (1997-2006) | 4 |
| Tableau 4 | Vitesse moyenne des vents (1997-2006) | 5 |
| Tableau 5 | Fréquences des vents (1997-2006) | 6 |
| Tableau 6 | l'indice d'aridité mensuel de DE MARTONNE appliqué à Annaba | 7 |
| Tableau 7 | Quotient pluviométrique d'EMBERGER appliqué à Annaba sur une période de (1997- 2006). | 8 |
| Tableau 8 | rejet du complexe sidérurgique « Métal steel » | 9 |
| Tableau 9 | Rejets du complexe « Asmidal » | 9 |
| Tableau 10 | Différents niveau de pollution atmosphériques | 18 |
| Tableau 11 | Oxyde de carbone demis en californie (Los Angeles) | 25 |
| Tableau 12 | Recommandation de l'OMS relative au niveau d'exposition à Co. | 25 |
| Tableau 13 | Distribution granulométrique des particules selon les sources . | 26 |
| Tableau 14 | Distribution granulométriques des particules selon les sources. | 27 |
| Tableau 15 | Ordre de grandeur de vitesses de chute des particules. | 27 |
| Tableau 16 | Vitesse terminale et temps théorique de chute pour parcourir 02 m de quelques particules | 28 |
| Tableau 17 | Valeurs médianes des émissions des métaux lourds de sources naturelles et anthropogéniques | 30 |
| Tableau 18 | Evolution et origines des émissions de métaux lourds dans l'air En France | 31 |

| | | |
|------------|---|----|
| Tableau 19 | Normes d'émission en mg/Nm³ , en fonction de la capacité nominale de l'installation d'incinération | 33 |
| Tableau 20 | Paramètre physico-chimique du SO₂ | 40 |
| Tableau 21 | valeur limites d'émission du SO₂. | 42 |
| Tableau 22 | valeur limites d'immissions en Suisse | 43 |
| Tableau 23 | valeur limites d'émission des No_x. | 44 |
| Tableau 24 | Pollution de l'air de quelques pays de l'OCDE en 2003 | 45 |
| Tableau 26 | position des sites / ASMIDAL (distance en Km) | 75 |
| Tableau 27 | Efficacité d'absorption de certains polluant de l'air atmosphérique | 76 |
| Tableau 28 | Echelle étalon de SO₂ | 78 |
| Tableau 29 | Echelle étalon des NO_x | 79 |
| Tableau 30 | concentration du SO₂ au niveau du transect Est/ASMIDAL (1999) | 79 |
| Tableau 31 | Concentration du So₂ (µg/m³) au niveau du transect Ouest / ASMIDAL (1999) | 80 |
| Tableau 32 | Concentration du SO₂ (µg/m³) au niveau du transect Sud-Ouest / ASMIDAL (1999) | 80 |
| Tableau 33 | Comparaison des moyennes des SO₂ au niveau des différents sites pour chaque transect à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère. | 81 |
| Tableau 34 | Comparaison des moyennes des SO₂ au niveau des différents transects pour chaque sites à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère. | 81 |
| Tableau 36 | Concentration des No_x (µg/m³) au niveau du transect Est / ASMIDAL | 84 |
| Tableau 37 | Concentration des No_x (µg/m³) au niveau du transect Ouest / ASMIDAL (1999) | 85 |
| Tableau 38 | Concentration des No_x (µg/m³) au niveau du transect Sud ouest / ASMIDAL | 85 |
| Tableau 39 | Comparaison des moyennes desNO_x au niveau des différents sites pour chaque transect à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère. | 86 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tableau 40 | Comparaison des moyennes des SO₂ au niveau des différents transects pour chaque sites à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère. | 86 |
| Tableau 41 | Comparaison des moyennes des NO_x au niveau des différentes stations pour chaque période d'étude à l'aide de l'analyse de la variance à 1 critère. | 90 |
| Tableau 42 | Comparaison des moyennes des SO₂ au niveau des différentes stations pour chaque période d'étude à l'aide du test t de Student. | 90 |
| Tableau 43 | Comparaison entre végétaux supérieurs et lichens | 102 |
| Tableau 44 | Résultats de la comparaison des moyennes du pH de l'écorce des 3 espèces végétales pour chacune des 3 périodes au niveau du transect Est à l'aide de l'AV1 | 109 |
| Tableau 45 | Résultats de la comparaison des moyennes temporelles du pH pour chacune des 3 espèces végétales au niveau du transect Ouest à l'aide de l'AV1 | 110 |
| Tableau 46 | Résultats de la comparaison des moyennes du pH de l'écorce des 3 espèces végétales pour chacune des 3 périodes au niveau du transect Ouest à l'aide de l'AV1 | 110 |
| Tableau 47 | Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces de <i>Fraxinus angustifolia</i>, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes. | 113 |
| Tableau 48 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces d'<i>Olea europea</i>, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes. | 113 |
| Tableau 49 | Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces de <i>Cupressus sempervirens</i>, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes | 114 |
| Tableau 50 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétales à l'aide de l'AV1, au niveau d'Annaba (S1). | 116 |
| Tableau 51 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Annaba (S1). | 116 |

| | | |
|------------|--|-----|
| | | |
| Tableau 52 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétales à l'aide de l'AV1, au niveau d'Asmidal (S2). | 117 |
| Tableau 53 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétales à l'aide de l'AV1, au niveau d'Asmidal (S2). | 117 |
| Tableau 54 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El bouni (S3). | 117 |
| Tableau 55 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El bouni (S3). | 118 |
| Tableau 56 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El hadjar(S4). | 118 |
| Tableau 57 | Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différente essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El hadjar(S4) | 118 |
| Tableau 58 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Sidi amar(S5). | 119 |
| Tableau 59 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Sidi Amar (S5). | 119 |
| Tableau 60 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau deMetal Steel(S6). | 119 |
| Tableau 61 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Metal steel (S6). | 120 |
| Tableau 62 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de l'Aéroport (S7). | 120 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tableau 63 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de l'Aéroport (S7) | 120 |
| Tableau 64 | Comparaison des moyennes spatiales du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El kala (S8) | 121 |
| Tableau 65 | Comparaison des moyennes temporelle du pH des écorces des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El kala(S8). | 121 |
| Tableau 66 | Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau de Kouba à l'aide du test t de Student et ceci pour chacune des 3 périodes | 122 |
| Tableau 67 | Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau du Centre de santé à l'aide du test t de Student et ceci pour chacune des 3 périodes | 122 |
| Tableau 68 | Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau du cour à l'aide du test t de Student t ceci pour chacune des 3 périodes | 123 |
| Tableau 69 | Comparaison des moyennes temporelles du pH des écorces des différentes espèces au niveau de sidi brahim à l'aide du test t de Student et ceci pour chacune des 3 périodes. | 123 |
| Tableau 70 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Annaba (S1). | 124 |
| Tableau 71 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'Asmidal (S1). | 124 |
| Tableau 72 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El bouni (S3) | 125 |
| Tableau 73 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El hadjar(S4) | 125 |
| Tableau 74 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Sidi amar (S5) | 126 |

| | | |
|------------|--|-----|
| Tableau 75 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de Metal steel (S6) | 126 |
| Tableau 76 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau de l'Aéroport(S7) | 127 |
| Tableau 77 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS des différentes essences végétale à l'aide de l'AV1, au niveau d'El Kala(S8) | 127 |
| Tableau 78 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS de <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes. | 128 |
| Tableau 79 | Comparaison des moyennes temporelle du rapport MF/MS d'<i>Olea europea</i>, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 période. | 128 |
| Tableau 80 | Comparaison des moyennes temporelles du rapport MF/MS des écorces de <i>Cupressus sempervirens</i>, à l'aide de l'AV1, entre les 8 sites d'étude et ceci pour chacune des 3 périodes. | 129 |
| Tableau 81 | Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1, pour chaque site (en 2002). | 131 |
| Tableau 82 | Comparaison des moyennes spatiale de laMF /MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1, pour chaque periode(2002). | 132 |
| Tableau 83 | Comparaison des moyennes spatiale de laMF /MS chez <i>Fraxinus) angustifolia</i> à l'aide de l'AV1, pour chaque periode(2004). | 132 |
| Tableau 84 | Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1, pour chaque site (en 2004) | 133 |
| Tableau 85 | Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i> au niveau de l'agglomération de Annaba à l'aide de l'AV1, pour chaque site d'étude. | 135 |
| Tableau 86 | Comparaison des moyennes temporelle de laMF /MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i> au niveau de l'agglomération de Annaba à l'aide de l'AV1, pour chaque periode | 136 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| Tableau 87 | Comparaison des moyennes temporelle de la MF /MS chez <i>Xanthoria parietina</i> à l'aide de l'AV1, pour chaque site (en 2004) | 137 |
| Tableau 88 | Comparaison des moyennes spatiale de laMF /MS chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1, pour chaque periode(2004) | 137 |
| Tableau 89 | Symptômes visibles des SO₂ et NO_x sur feuilles et aiguilles. | 140 |
| Tableau 90 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'Annaba (S1) en 2002 | 147 |
| Tableau 91 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'Asmidal (S2) en 2002 | 147 |
| Tableau 92 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'El bouni (S3) en 2002 | 148 |
| Tableau 93 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'El hadjar (S4) en 2002 | 148 |
| Tableau 94 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau deSidi amar (S5) en 2002 | 149 |
| Tableau 95 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau de Mital steel (S6) en 2002 | 149 |
| Tableau 96 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau de l'Aéroport (S7) en 2002 | 150 |
| Tableau 97 | Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'El kala (S8) en 2002 | 150 |
| Tableau 98 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 1^e prélèvement | 151 |
| Tableau 99 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 2^e prélèvement | 151 |
| Tableau 100 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 3^e prélèvement | 152 |

| | | |
|-------------|---|-----|
| Tableau 101 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'Annaba (S1) en 2004 | 154 |
| Tableau 102 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'Asmidal (S2) en 2004 | 155 |
| Tableau 103 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'El bouni (S3) en 2004 | 155 |
| Tableau 104 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'El hadjar (S4) en 2004 | 156 |
| Tableau 105 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau de Sidi amar (S5) en 2004 | 156 |
| Tableau 106 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau de Metal steel (S6) en 2004 | 157 |
| Tableau 107 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau de l'Aéroport (S7) en 2004 | 157 |
| Tableau 108 | Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau d'El kala (S8) en 2004 | 158 |
| Tableau 109 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 1 ^e prélèvement | 158 |
| Tableau 110 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 2 ^e prélèvement | 159 |
| Tableau 111 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la chlorophylle chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 au niveau des différents sites au 3 ^e prélèvement | 159 |
| Tableau 112 | Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 pour chaque site en 2002 | 163 |
| Tableau 113 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 pour chaque période (2002) | 164 |
| Tableau 114 | Comparaison des moyennes spatiales de la teneur de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 pour chaque période (2004) | 164 |
| Tableau 115 | Comparaison des moyennes temporelles de la teneur de la proline chez <i>Fraxinus angustifolia</i> à l'aide de l'AV1 pour chaque site en 2004 | 165 |

- Caniard E., 1996 . Pollution atmosphérique, juillet-septembre, 85.
- Citepa., 2006,2007. Centre interprofessionnelle technique d'étude de la pollution atmosphériques
- Codeville M P., 2002. L'analyse des pluies acide en France. Ecole des mines de douai. Audition Senat.
- Van Halwyn C., 1991 . La classification des champignons, Bull. spécial soc. Mycol. Nord, 49/50, 83p
- Deruelle S. et Lallemant R., 1983 –Les lichens témoins de la pollution. Thèmes Vuibert, Université Biologie, Paris, 108p.
- Deruelle., 1983. Les lichens témoins de la pollution , thèmes Vuibert, 108
- Dambrine E, Augusto L, Pollier B, 2001 : Acidification dans le massif vosgien : comprendre les mécanismes pour apporter des solution, site Internet financé par le Ministère l'Agriculture et de la Pêche et l'Office national des forêts. (ONF), réalisé par l'Institut National de la recherche Agronomique – INRA
- De Boeck., 2000 L'avenir de l'environnement mondial Edition PNUE.
- D.M.I : Direction des Mines et de l'industrie
- Elichegaray C., DoR. F, savanne D.,1997 Pollution atmosphérique, janvier, nour, 11.
- Echaubard M., 1998. Pollution atmosphérique et Biodiversité. *Naturellement*, 62, 26-29
- Esnaola MV, Millan E., 1998. Effect of acid precipitation on the mobilisation and leaching of heavy metals from contaminated soils. *Zenvironmental technology*. V 19.n 6. pp 567-578
- Fowler D, Flechard C, Skiba U, Coyle M, Cape j. N, 1998: The atmosphériques budget of oxidized nitrogen and its role in ozone formation and deposition, Symposium Major biological Issues Resulting From Anthropogenic Disturbance of the Nitrogen Cycle, 1997, Lancaster, Royaume-Uni, Mansfield T.A., Goulding K.W.T., Sheppard L.J. (eds), *New phytologist*, 139, pp. 11-23
- Flovin, Tunali, 1996 ., Enjeu : changement climatique. APP,1998, La pollution de l'air P24.
- Garrec, J.P. et Van Haluwyn, C. 2002 Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Tec & Doc, 116 p.
- Galsomiès L., Savanne D., Letrouit M.A., Ayrault S. & Charre B., 1999. Retombées atmosphériques de métaux en France : estimation par dosage dans des mousses – Campagne 1996 - ADEME Editions (REF 3196)
- Gordon A, set Austin T. c, 1992., Alternative fuels for mobile Transport. *Pnog. Energy combust Sci*, vol, 18. P493-512.

- Guignards., 1998. Botanique, édition Masson p.16.
- Grether D E., 1977 – The effect of high stack coal burning power plant on the relative pH of the super final bark of hard wood trees, water, air, soilpollt
- Gevrin, 1981, Traité de manipulation et d'analyse des gaz Ed. Masson. Paris.
- Gharbi M, Rusu D., 2005 . Vivre en ville : Quels risques pour notre santé.Université de Liege.
- Grodzinska K., 1982 .Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark.
- Hanin B., 1996. Pollution atmosphérique, juillet-septembre, 81.
- Hovmand MF., 1999. Cumulated deposition of strang acid and sulphur compound to a 0. spruce forest. Mineralcycling and air pollution fluxes to heath an reforeeted heathland. Forest Ecology and Management. Vol114.n 1.pp19-30
- Inagaki. M, Sakai. M, Ohnuki. Y., 1995,The effects of organic carbon on acid rain in a temperate forest in Japan. Water, air and Soil pollution 85: 2345-2350.
- J.O., 1997, loi 96_1236 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie
- Jorres R A, et al., 2000. The effects of repeated ozone exposures on inflammatory Branchoalveolar lavage fluid and mucosal biopsies. Am J Respir Crit.
- Le sage R V., 1982. Les pluies acides, un holocauste écologique, la recherche 13, N° 131, PP 394_396.
- Lauwery R R., 1999 .Toxicologie industrielle et intoxication professionnelle.Ed Masson. Paris.
- Mc.Kinny, 1941 in Mazliak P, 1979, TP et TD de physiologies vegetate, Edition collection Méthodes paris, p 20,21.
- Masclet P., 2005, Pollution atmosphérique. Cause,Conséquences, Solution, perspectives. Ed Ellipses. P29.30.31
- Megie G., 1992, Stratosphère et couche d'ozone. Edition Masson.
- Martin J, Maystre L Y., 1988. Santé et pollution de l'air . Edition Collection gerer l'environnement Lausanne, Suisse.
- Navvn Kumar Sharma and Geeta GarG., 1993 .Effect of acid rain on Pruus persica L. Indian bot soc vol 73 135-137.
- O' haireG.P., 1974 –Lichen and bark acidification as indicators of air pollution in west central Scotland; J. Biogeogr

Ozenda, P., 2000, Les végétaux : organisation et diversité biologique, Ed. Masson..
170_175

Popescu M et al., 1998. Analyse et traitement Physico chimique des rejet
atmosphérique industriel. Ed INSA. Paris.

Perrin , Pelletier F.,1995.La qualité de l'air en région parisienne et la circulation routier
Revue STA. N°700 oct P4:

Popescu M, Blanchard J. M, carré J. 1998 . Analyse et traitement physicochimique des
rejets atmosphérique industriels. Emission, fumée, odeur et
poussières. Ed. Lavoisier. .Paris P 791.

Propst A, Party JP, Dambrine E., 1997. Charge critique d'acidité en France. CITEPA.

P.D.A.U : Plant de Développement et d'Aménagement urbain.

RonenR. et al., 1984 –The effect of air pollution and bisulfite treatment in the
lichen *Ramalina duriaei* studied by hotoacoustics. In Advances in
photosynthesis research 4 5 CSybesma,ed). The Hague/Boston/
Lancaster: Martinus Nijhoff/Dr W.Junk. 3. 251-354.

Rahali M., 2003 –Etude de la pollution plombique et globale dans la région d'Alger, en
utilisant les lichens comme indicateurs biologiques. Thèse de doctorat
d'état en sciences agronomiques. Algérie. 302p.

Serradj M., 1991 –Détection de la pollution acide dans la région de Annaba à l'aide de
capteurs physico-chimiques et biologiques. Thèse de magister en
ecotoxicologie. Algérie. 171p.

Semadi A., 1989 – Effets de la pollution atmosphérique (pollution globale, fluorée et
plombique) sur la végétation dans la région de Annaba (Algérie). Thèse
de doctorat d'Etat.Université Pierre et Marie Curie (Paris 6), 339p.

Stephan F, Eeden V, Tan W C, et al. Cytokines involved in the systemic inflammatory
Response induced by exposure to particulate matter air polluants
(PM10). Am J Respir Crit Care Med. 2001, 164: 826-830.

Saltzman Be. Colorimetric micro determination of nitrogen dioxide in atmosphere. Anal.
Chem, 1954, 26: 1949-1955

Turunen.M, Huttunen, Back., 1995. Acid rain induced changees in cuticules and Ca
distribution in scots pine and Norway spruce seedling.Canada.

Terfaya M., 2004. Distribution et evaluation de la pollution atmospherique par les NOx
dans la region de Annaba (EST Algerie).

Triplet I, Wiederkehr., 1983. Etude sur le problème des précipitations acide en Suisse Bull
ARPEA. 119

worterbech B., 2002. Biomonitoring of trace element on pollution principal possibility and perspectives environ pollu vol 120, p11. 21

SITES INTERNET

www2.ac-lille.fr/lichen

www.ac-nancy-metz.fr/enseign/svt/ressourc/rescienc/Lichens/lichens.htm

www2.ac-lyon.fr/enseigne/biologie/ress/environnement/lichen.htm

www.eman-rese.ca/rese/reports/publication/2003_fhad/intro.htm

www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp117.htm

www.environnement.cci

www.invs.sante.fr/publications/2005/dechets

www.ulg.ac.be/sciences

www.appa-ds.com

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Arp, P.A., Leger, W., Moaeri, M.H. et Hurley, J.E., 2001, Methodes formapping forest Sensitivity to acid depodition for northeatern. North America. *Ecosysteme health* 7., 3547.
- Aboulafia J., Claus G. et coll., 1993 Pollution atmosphérique, octobre-décembre, 86.
- Azimis., 2004, Source flux et bilan des retombées atmosphérique des métaux en Ile de France. Mémoire de Thèse présenté pour l'obtention du titre de docteur de l'école nationale des ponts et chaussées. Spécialités, sciences et techniques de l'environnement
- APPA., 1998. La pollution de l'air, p10.
- ASTDR., 1998. Toxicological profile for sulfur dioxide, Agency for toxic substances and diseaseregistry, Atlanta, GA. US Departement of health services.
- ASTA J, 1996. Les lichens et l'environnement, ecologie appliquée à la gestion de l'environnement (Cours de Maitrise de SC. Nat., Université Joseph Fourier. Grenoble). 54p.
- Arques A., 1998, La pollution de l'air. Cause, Conséquences, Solution. Edition Edisud
- Brown D.H et Bates JW., 1972. Uptake of lead by two populations of *Grimmia doniata*. 187-193.
- Brydes T, Hall P, Orié loucks., 2000. Le dépérissement des forêts. Rapport de l'atelier et de la visite sur le terrain. Muskoka
- Brown R.C., Hoskins J.A., 1992. Pollution atmosphérique, avril-juin, 10.
- Brodo, I.M., 1961. Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. *Ecology* 42:838-841
- Brueggemann. E, Wolfgangrolle, 1998. Changes of some components of precipitation in east Germany after the unification. *Water, Air, and Soil pollution* 107: 1-23.
- Brueggemann. E, Rollew., 1998. Changes somme components of precipitation in east Germany after the unification. *Water, air and soil pollution* vol 107.n 1-4 PP1-23
- Cislaghi C. & P.L. Nimis., 1997 - Lichens, air pollution and lung cancer. - *Nature*, 387, 6632: 463-464
- Chovin P., Roussel A., 1973. Physicochimie et physiopathologie des polluants. atmosphériques, Masson, Paris, 1973