

Doc-634-02/01

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE ABOU BAKR BELKAID DE TLEMCCEN

FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET DES SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS

DEPARTEMENT DES SCIENCES AGRONOMIQUE ET FORESTIERES



Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Foresterie

Par :

LAKHDARI Aissa

Inscrit Sous le N°:
Date le:	76/0
Code:

Evaluation de l'impact de la pollution atmosphérique sur quelques espèces forestières de l'Ouest Algérien



Soutenu le :

Devant le jury :

Mr. LETREUCH-BELAROUCIN	Professeur U. A. B. B. Tlemcen	Président
Mr. BENABDELI K	Professeur U. Mascara	Promoteur
Mme. HARRACH.D	Professeur U. Sidi Bel Abbès	Examinatrice
Mr. BOUHRAOUA R. T	Professeur U. A. B. B. Tlemcen	Examinateur
Mr. MOSTEFAI N	Maître de conférence A U. A.B.B. Tlemcen	Examinateur
Mr. LAZZOUNI .H. A	Maître de conférence A U. A.B.B. Tlemcen	Examinateur

Année universitaire 2012 - 2013

Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu M^r **BENABDELI Khéloufi**, professeur de l'université de Mascara, qui a bien voulu assurer mon encadrement, avec beaucoup de compétence, conseils, disponibilité et les aides qui m'ont permis de prendre les bonnes directions, je le remercie pour ses encouragements continus.

Mes vifs remerciements à M^r **LEUTREUCH-BELAROUCI Nourredine**, professeur de l'université de Tlemcen, d'avoir accepté de présider le jury.

Mes remerciements également à M^r **BOUHRAOU Rachid Tarik**, professeur de l'université de Tlemcen, M^{me}, **HARRACHE Djamila**, professeur de l'université de Sidi bel Abbès, Mr **MOSTEFAI Nourredine**, Docteur de l'université de Tlemcen et M^r **LAZZOUNI .H.A.**, docteur de l'université de Tlemcen d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Enfin, mes remerciements à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de cette thèse, mes remerciements les plus chaleureux à mes parents et à ma famille.

Table des matières

Introduction.....	1
Chapitre I : Généralités sur la pollution atmosphérique	
1 - Historique de la pollution atmosphérique.....	4
2 - Définition de la pollution de l'atmosphère.....	5
3 - L'atmosphère	7
4 - Les échelles spatio-temporelles de la pollution atmosphérique	9
4.1 - Echelle locale.....	9
4.2 - Echelle régionale.....	9
4.3 - Echelle globale.....	10
4.4 - La pollution de l'air à l'intérieur des locaux.....	10
5 - Les cycles de la pollution atmosphérique.....	12
5.1 - Le cycle annuel.....	12
5.2 - Le cycle hebdomadaire.....	12
5.3 - Le cycle journalier.....	13
6 - Les polluants atmosphériques primaires et secondaires.....	13
6.1 - Les polluants atmosphériques primaires.....	13
6.1.1 - Le monoxyde de carbone (CO).....	13
6.1.2 - Le dioxyde de carbone (CO ₂).....	14
6.1.3 - Le dioxyde de soufre (SO ₂).....	14
6.1.4 - Les oxydes d'azote (NO _x).....	15
6.1.5 - Les composés organiques volatiles (COV).....	16
6.1.6 - Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).....	17
6.1.7 - Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM).....	18
6.1.8 - Les polychlorobiphényles (PCB).....	18
6.1.9 - Les chlorofluorocarbures (CFC).....	18
6.1.10 - Les particules.....	19
6.1.10.1 - Les particules diesels.....	19
6.1.10.2 - Les particules minérales.....	20
6.1.10.3 - Les particules en suspension	20
6.1.11 - Les métaux lourds.....	23
6.2 - Les polluants atmosphériques secondaires.....	25
6.2.1 - L'ozone (O ₃).....	25
6.2.2 - L'acide sulfurique (H ₂ SO ₄).....	26
6.2.3 - L'acide nitrique (HNO ₃).....	26

7 - Les unités de mesure des polluants atmosphérique.....	27
8 - Les différentes formes de la pollution atmosphérique.....	28
8. 1 - La pollution physique.....	28
8. 2 - La pollution chimique.....	28
9 - Les sources des polluants atmosphériques.....	28
9. 1 - Les sources naturelles (non anthropiques).....	28
9. 2 - Les sources anthropiques.....	29
9. 2. 1 - L'industrie.....	29
9. 2. 2 - Les déchets ménagers.....	30
9. 2. 3 - Le trafic routier.....	30
9. 2. 3. 1 - La pollution chronique.....	31
9. 2. 3. 2 - La pollution accidentelle.....	31
9. 2. 3. 3 - La pollution saisonnière.....	31
9. 2. 3. 4 - La pollution temporaire.....	32
9. 3- Les facteurs influençant l'émission des polluants d'origine trafic routier.....	32
9. 3. 1- Facteurs liés aux véhicules.....	32
9. 3. 1. 1- Type de véhicule.....	32
9. 3. 1. 2 - Type de carburant.....	33
9. 3. 1. 2. 1- Comparaison entre moteur à essence et moteur diesel....	33
9. 3. 1. 3 - L'état d'entretien des véhicules.....	34
9. 3. 1. 4 - Le vieillissement du parc.....	34
9. 3. 1. 5 - Le style de conduite.....	34
9. 3. 1. 6 - Etat de la route.....	35
9. 3. 1. 7 - Effet de climat.....	35
10 - Les paramètres influençant la qualité de l'air et la dispersion des polluants atmosphériques.....	35
10. 1 - Influence du vent.....	36
10. 2 - Influence de la topographie locale.....	36
10. 3 - Influence de la température.....	37
10. 4 - Influence des précipitations.....	37
10. 5 - Influence de la turbulence.....	38
11- Dispersion, transport et dépôt des polluants atmosphériques.....	38
11. 1 - Les dépôts humides.....	38
11. 2 - Les dépôts occultes.....	39

11. 3 - Les dépôts secs.....	39
11. 4 - La sédimentation et l'enlèvement.....	42
12 - Les effets de la pollution atmosphérique.....	44
12. 1 - Les effets sur la santé.....	44
12. 1. 1 - Par voie respiratoire.....	44
12. 1. 2 - Par voie digestive.....	45
12. 2 - Les effets sur les matériaux.....	45
12. 3 - Les effets sur l'environnement.....	47
12. 3. 1 - Les pluies acides.....	47
12. 3. 2 - Effet de serre et changement climatique.....	47
12. 3. 3 - Destruction de la couche d'ozone.....	48
12. 4 - Les effets sur le sol.....	48
12. 5 - Les effets sur les végétaux	49

Chapitre II : La bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique

1 - La bio-surveillance.....	52
1. 1 - La bio-surveillance végétale de la pollution de l'air.....	54
1. 1. 1 - La bio-surveillance dite « sensible ».....	56
1. 1. 2 - La bio-surveillance par accumulation.....	57
2 - Réponse des systèmes biologiques à la pollution atmosphérique.....	58
2. 1 - Réponse d'un individu à un paramètre considéré.....	59
2. 2 - Réponse d'une population à un paramètre considéré.....	60
3 - Les différents groupes d'organismes vivants utilisées dans la biosurveillance de la pollution.....	61
3. 1 - Les animaux.....	61
3. 2 - Les végétaux.....	62
3. 2. 1 - Les lichens	62
3. 2. 2 - Les mousses.....	65
3. 2. 3 - Les champignons.....	66
3. 2. 4 - Les végétaux supérieurs.....	66
4 - Les avantages de la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique.....	67
5 - Quelques exemples sur la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique en France.....	68
6 - La biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique en Algérie	71

7 - Les sources de contamination de végétaux par les métaux lourds.....	74
8 - Les voies de contamination des végétaux par les métaux lourds.....	75
8. 1 - Par voie aérienne.....	76
8. 2 - Par le sol.....	77
9 - Quelques aspects indirects de la pollution et la dépollution.....	80
9. 1 - La phytoextraction.....	80
9. 2 - La phytostimulation.....	80
9. 3 - La phytovolatilisation.....	81
9. 4 - La rhizofiltration.....	81
9. 5 - La phytostabilisation.....	81
9. 5. 1 - Les accumulateurs.....	82
9. 5. 2 - Les excluders.....	82
9. 5. 3 - Les indicateurs.....	83
10 - Facteurs influençant la sensibilité des végétaux aux polluants métallique d'origine trafic routier.....	83
10. 1 - Facteurs climatiques.....	83
10. 1. 1 - Le vent.....	83
10. 1. 2 - La lumière et la température.....	83
10. 1. 3 - Précipitations et l'humidité relative.....	84
10. 2 - Facteurs édaphiques.....	84
10. 2. 1 - L'alimentation minérale.....	84
10. 2. 2 - L'alimentation hydrique.....	84
10. 3 - Facteurs biologiques.....	84
10. 3. 1 - La forme de la feuille.....	85
10. 3. 2 - L'épiderme.....	85
10. 3. 3 - La fréquence de stomates.....	85
10. 3. 4 - La chimie de surface.....	86
11 - Facteurs intervenant dans la capacité de tolérance, d'assimilation ou de la résistance des végétaux à la pollution métallique.....	86
11. 1 - L'âge et le stade physiologique.....	86
11. 2 - Maladies et parasites.....	87
11. 3 - La durée d'exposition à la pollution atmosphérique.....	87
12 - Les conventions internationales sur la lutte contre la pollution atmosphérique.....	87

13 - Aperçu sur la réglementation en matière de lutte à la pollution atmosphérique en Algérie.....	91
--	----

Chapitre III : Caractéristiques écologiques des zones d'étude

1 - Synthèse sur les caractéristiques écologiques des zones d'études	94
2 - Caractéristiques écologiques de la ville de Mascara.....	94
2. 1 - Situation géographique.....	94
2. 2 - Quelques paramètres climatiques.....	95
2. 2. 1 - Les précipitations.....	95
2. 2. 2 - La température.....	96
2. 2. 3 - L'humidité relative.....	97
2. 2. 4 - Le vent.....	97
2. 2. 5 - Synthèse climatique.....	98
2. 2. 5. 1 - Quotient pluviothermique d'Emberger.....	98
2. 2. 5. 2 - Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1954).....	99
2. 3 - Quelques aspects pédologiques.....	100
3 - Le réseau routier et les voies de communications dans la ville Mascara.....	100
3. 1 - Le parc automobile de la ville de Mascara.....	101
4 - Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Mascara.....	102
5 - Caractéristiques écologiques de la ville de Saida.....	105
5. 1 - Situation géographique.....	105
5. 2 - Quelques paramètres climatiques.....	106
5. 2. 1 - Les précipitations.....	106
5. 2. 2 - La température	107
5. 2. 3 - L'humidité relative	107
5. 2. 4 - Le vent.....	108
5. 2. 5 - Synthèse climatique.....	109
5. 2. 5. 1 - Quotient pluviothermique d'Emberger.....	109
5. 2. 5. 2 - Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1954).....	110
5. 3 - Quelques aspects pédologiques.....	111
6 - Le réseau routier et les voies de communications dans la ville de Saida.....	112
6. 1- Le parc automobile de la ville de Saida.....	112
7 - Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Saida.....	113
8 - Caractéristiques écologiques de la ville de Sidi Bel Abbès.....	116
8. 1 - Situation géographique	116

8. 2 - Quelques paramètres climatiques	117
8. 2. 1 - Les précipitations.....	117
8. 2. 2 - La température.....	117
8. 2. 3 - L'humidité relative.....	118
8. 2. 4 - Le vent.....	119
8. 2. 5 - Synthèse climatique.....	119
8. 2. 5. 1 - Le Quotient pluviothermique d'Emberger.....	119
8. 2. 5. 2 - Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson....	120
8. 2. 6 - Caractéristiques pédologiques de la région de Sidi Bel Abbès.....	121
9 - Réseau routier et les voies de communication dans la ville de Sidi Bel Abbès.....	122
9. 1 - Le parc automobile de la ville de Sidi Bel Abbès.....	123
10 - Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Sidi Bel Abbès.....	123
11- Fiches écologiques des espèces forestières retenues pour l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique	125

Chapitre IV: Évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sur les espèces forestières

1 - Évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds d'origine trafic routier sur le platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>), casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>) et le caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	131
2 - Matériels et méthodes utilisées dans l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sur les espèces forestières.....	133
2. 1 - Choix des sites et prélèvement des échantillons.....	133
2. 2 - Technique de prélèvement des feuilles	137
3 - Les paramètres étudiés pour évaluer l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sur les espèces forestières.....	137
3. 1 - La surface foliaire.....	137
3. 2 - La teneur en eaux (TE) dans les feuilles et rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS).....	137
3. 3 - La masse surfacique foliaire ou le poids spécifique (LMA).....	138
3. 4 - La teneur en chlorophylle <i>a</i> et <i>b</i> dans les feuilles.....	139
3. 5 - La teneur en plomb, cuivre et zinc dans les feuilles.....	140
3. 6 - Analyse statistique.....	141
4 - Résultats et discussions.....	142

4.1 – La teneur en eau TE (PF) et rapport matière fraîche /matière sèche (MF/MS) des feuilles	142
4.2 - La surface foliaire	148
4.3 - La teneur en chlorophylle <i>a</i> et <i>b</i>	153
4.4 - La masse surfacique foliaire (LMA).....	162
4.5 – La teneur en plomb, cuivre et zinc dans les feuilles.....	165
5 - Etude du relation entre les paramètres étudiées (TE, MF/MS, surface foliaire, LMA, chlorophylle a+b) et la teneur en en métaux lourds (Pb, Zn et Cu) dans les feuilles.....	178
Conclusion générale	181
Références bibliographiques.....	184

Liste des tableaux

Tableau 1 : La durée de vie indicative de certains polluants dans l'air.....	27
Tableau 2 : Précipitations moyennes mensuelles, période 1980 à 2003.....	95
Tableau 3: Température moyenne mensuelle minimale et maximale, période 1980 à 2003..	96
Tableau 4: l'humidité relative moyenne mensuelle, période 1980 à 2003.....	97
Tableau 5: Moyennes mensuelles des températures et des précipitations, période 1980 à 2003.....	99
Tableau 6 : Les différentes espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Mascara.....	103
Tableau 7 : Précipitations moyennes mensuelles, période 1980 à 2000.....	106
Tableau 8 : Température moyenne mensuelle minimale et maximale, période 1980 à 2000.....	107
Tableau 9 : l'humidité relative moyenne mensuelle, période 1980 à 2000.....	107
Tableau 10 : Fréquence des directions de vent, période 1985 à 1990.....	108
Tableau 11: Moyennes mensuelles des températures et des précipitations, période 1980 à 2000.....	110
Tableau 12: Les différentes espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Saida.	115
Tableau 13 : Précipitations moyennes mensuelles, période 1988 à 2005.....	117
Tableau 14 : Température moyenne mensuelle minimale et maximale, période 1988 à 2005.....	118
Tableau 15 : L'humidité relative moyenne mensuelle, période 1988 à 2005.....	118
Tableau 16 : Moyennes mensuelles des températures et des précipitations entre 1988 et 2005.....	120
Tableau 17: Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Sidi Bel Abbès...	124
Tableau 18: La teneur en eau « TE » dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.....	142
Tableau 19: Rapport matière fraîche/matière sèche «MF/MS» des feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.....	142
Tableau 20: La surface foliaire (cm ²) de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier.....	148
Tableau 21: La teneur en chlorophylle <i>a</i> et <i>b</i> (µg/gMF) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	153

Tableau 22: La teneur en chlorophylle <i>a</i> et <i>b</i> ($\mu\text{g/gMF}$) dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	153
Tableau 23: La teneur en chlorophylle <i>a</i> et <i>b</i> ($\mu\text{g/gMF}$) dans les feuilles les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	154
Tableau 24: Le poids spécifique ou LMA (leaf mass per area) (g/m^2) de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier.....	162
Tableau 25: Teneurs en plomb (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.....	165
Tableau 26: La teneur en zinc (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.....	165
Tableau 27: La teneur en cuivre (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.....	166
Tableau 28: Comparaison entre les teneurs en plomb, zinc et cuivre accumulées par les feuilles de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier.	171
Tableau 29: La corrélation entre les différents paramètres étudiés et les teneurs en Pb, Zn et Cu dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	178
Tableau 30: La corrélation entre les différents paramètres étudiés et les teneurs en Pb, Zn et Cu dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	178
Tableau 31: La corrélation entre les différents paramètres étudiés et les teneurs en Pb, Zn et Cu dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	179

Liste de figures

Figure 1 : Structure de l'atmosphère.....	8
Figure 2 : Structure de la couche limite atmosphérique.....	8
Figure 3 : La structure élémentaire d'une combustion automobile.....	22
Figure 4 : La structure d'une particule de diesel.....	22
Figure 5 : La composition d'une particule diesel.....	22
Figure 6 : Classification périodique des éléments.....	24
Figure 7 : Emission, transport et dépôt des métaux sous forme particulaire	40
Figure 8 : Transfert des métaux lourds dans l'environnement.....	40
Figure 9 : Emissions, transformation et dépôts des polluants atmosphériques.....	41
Figure 10 : Processus de déposition et d'assimilation de gaz et de particules (PM ₁₀) par la végétation.....	42
Figure 11 : Les voies de dispersion des polluants émis en milieu routière.....	43
Figure 12 : Illustration de la pénétration des particules dans le système respiratoire en fonction de leur taille	46
Figure 13 : Les effets des polluants atmosphériques sur les feuilles.....	51
Figure 14 : Les voies de pénétration des polluants dans les feuilles.....	79
Figure 15 : Structure interne de la feuille.....	79
Figure 16 : Situation géographique de la ville de Mascara.....	95
Figure 17 : Climagramme d'Emberger de la ville de Mascara.....	98
Figure 18 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson de la ville de Mascara....	99
Figure 19 : Réseau routier et voies de communications de la ville de Mascara.....	102
Figure 20 : Situation géographique de la ville de Saida.....	105
Figure 21 : Climagramme d'Emberger de la ville de Saida.....	109
Figure 22 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson de la ville de Saida.....	110
Figure 23 : Situation géographique de la ville de Sidi Bel Abbès.....	116
Figure 24 : Climagramme d'Emberger de la ville de Sidi Bel Abbès.....	120
Figure 25 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson de Sidi Bel Abbès.....	121
Figure 26 : Feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)	126
Figure 27 : Feuilles de platane (<i>Platanus acerifolia</i>)... ..	128
Figure 28 : Feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	130

Figure 29 : Localisation des sites de prélèvement des feuilles de casuarina dans la ville de Mascara.....	134
Figure 30 : Localisation des sites de prélèvement des feuilles de caroubier dans la ville de Sidi Bel Abbès.....	135
Figure 31 : Localisation des sites de prélèvement des feuilles de platane dans la ville de Saida.....	136
Figure 32 : Teneur en eau (TE) dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)....	143
Figure 33 : Rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS) des feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	143
Figure 34 : Teneur en eau (TE) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	144
Figure 35 : Rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS) des feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	144
Figure 36 : Teneur en eau (TE) dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	145
Figure 37 : Rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS) des feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	145
Figure 38 : La surface foliaire de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	149
Figure 39 : La surface foliaire de platane (<i>Platanus acerifolia</i>).....	149
Figure 40 : La surface foliaire de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	150
Figure 41 : La teneur en chlorophylle <i>a</i> dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	154
Figure 42 : La teneur en chlorophylle <i>b</i> dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	155
Figure 43 : La teneur en chlorophylle <i>a+b</i> dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	155
Figure 44 : La teneur en chlorophylle <i>a</i> dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	156
Figure 45 : La teneur en chlorophylle <i>b</i> dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	156
Figure 46 : La teneur en chlorophylle <i>a+b</i> dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	157
Figure 47 : La teneur en chlorophylle <i>a</i> dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	157
Figure 48 : La teneur en chlorophylle <i>b</i> dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	159

Figure 49 : La teneur en chlorophylle <i>a+b</i> dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>).....	158
Figure 50 : Structure de la chlorophylle <i>a</i> et de la chlorophylle <i>b</i>	161
Figure 51 : La masse surfacique foliaire (LMA) (g/m ²) du platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	162
Figure 52: La masse surfacique foliaire (LMA) (g/m ²) du caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)...	163
Figure 53 : La masse surfacique foliaire (LMA) (g/m ²) du casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	163
Figure 54 : La teneur en plomb (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	166
Figure 55 : La teneur en zinc (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	167
Figure 56 : La teneur en cuivre (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>).....	167
Figure 57 : La teneur en plomb (ppm) dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)...	168
Figure 58 : La teneur en plomb (ppm) dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)...	168
Figure 59 : La teneur en cuivre (ppm) dans les feuilles de caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)...	169
Figure 60 : La teneur en plomb (ppm) dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	169
Figure 61 : La teneur en zinc (ppm) dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	170
Figure 62 : La teneur en zinc (ppm) dans les feuilles de casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>).....	170
Figure 63: Comparaison entre les teneurs en plomb, zinc et cuivre accumulées par les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.....	171

Introduction

Introduction

Depuis le 19^{ème} siècle, certaines zones urbaines en Europe et dans le monde entier ont connu de graves problèmes de pollution atmosphérique. Dans la plupart des villes les émissions étaient principalement celles de dioxyde de carbone, de soufre, de fumée noire, de métaux lourds.....etc. dus à l'utilisation du charbon dans les maisons et les industries. Ainsi, depuis l'avènement de la machine à vapeur et son application aux transports, ce secteur n'a cessé de se développer et la mobilité des personnes et des biens croit de manière continue. Cette augmentation s'explique principalement par la stabilité du temps consacré au déplacement relativement court, et par l'accès à des moyens de transport de plus en plus rapides.

Les polluants atmosphériques sont très nombreux et variés, elles concernent l'atmosphère qui est une des couches constituant la planète terre, mais aussi les locaux où nous vivons, leurs concentrations sont très variables dans le temps et dans l'espace, et la population vit à proximité des sources d'émission est la plus touchée. Un des épisodes les plus marquants « le grand smog » de Londres, survenu au mois de décembre 1952, dura cinq jours et aurait suscité 3500 à 4000 décès, à partir de cette période que l'on a commencé à s'intéresser sérieusement à la pollution atmosphérique et ses effets, pour une meilleure connaissance de ce problème et pour une lutte plus efficace (Kenneth et François, 1974).

Les effets de la pollution atmosphérique se produisent à des échelles de temps et d'espaces variables, il va de l'habitation jusqu'à l'ensemble de la planète, car l'atmosphère joue un rôle capital dans le cycle des polluants émis, d'une part il participe à leur redistribution dans les différents écosystèmes et d'autre part, étant le lieu de processus photochimiques conditionne leur devenir dans l'environnement.

Parmi les polluants atmosphériques les plus dangereux pour l'homme, les animaux et les végétaux les métaux lourds comme le mercure, le nickel, le cadmium et le plomb. Ce dernier était émis en quantité abondante par les motrices à essence, lorsque le plomb à était utilisé comme produit antidétonant, afin d'augmenter le taux de compression des moteurs. En effet, les métaux lourds ont fait l'objet d'une attention particulier, car ils sont persistants et non biodégradables, présents naturellement dans notre environnement avec des concentrations faibles, mais ils peut-être concentrés par les organismes vivants jusqu'à des taux dangereux.

Les moyens de transport sont devenus aujourd'hui une source majeure de la pollution atmosphérique par les métaux lourds, malgré que les moteurs à injection direct dans lesquels le carburant est pulvérisé sous très haute pression directement dans les chambres de combustion comme dans les nouveaux moteurs diesel; soient moins consommateurs de carburant. Toutefois, les émissions en métaux lourds sont encore un frein pour le développement du secteur de transport. Par contre, d'autres composés inoffensifs en quantités mineures comme l'oxyde d'azote et le monoxyde de carbone, constituent un grand problème s'ils sont introduits en quantités importantes dans l'atmosphère. Les émissions ne se limitent pas à la seule consommation des moteurs de véhicules. Il faut aussi prendre en compte à l'émission liée à la production de différents types de carburants : gazole, gaz naturel, essence, gaz de pétrole liquéfié,etc.

Aujourd'hui, les préoccupations sur la pollution atmosphérique portent moins sur l'industrie que sur le secteur du transport. Du fait de la concentration de la population en villes et de l'accroissement constant du parc automobile, la pollution atmosphérique devient une préoccupation particulièrement sensible, pour cela, les scientifiques s'accordent aujourd'hui à dire que les moyens de transport affecte l'environnement par les ressources naturelles consommés et par la pollution générée.

De nombreux scientifiques sont interpellés par la pollution de l'air ; des physiciens, des chimistes, des météorologistes, des médecins,etc. doivent collaborer pour lutter contre la pollution de l'air. Les décideurs, les industriels et les responsables administratifs sont aussi concernés. De nombreux décideurs en matière d'urbanisme, de transport et d'aménagement urbain, sont aussi susceptibles d'avoir des répercussions sur la qualité de l'air. Le citoyen doit aussi informer sur la dégradation de la qualité de l'air avec toutes les conséquences qui pourront se produire à court, à moyen ou à long terme.

Les plus importants effets de la pollution de l'air, concernent les effets sanitaires auprès des populations exposées en terme de maladies et de mortalité. Cependant, la pollution de l'atmosphère a d'autres conséquences qu'il importe de ne pas négliger, tels que les effets néfastes sur la faune et la flore, il dégrade ainsi les bâtiments et modifiant les équilibre de la biosphère. En effet, les connaissances sur les polluants de l'air et leurs effets ont beaucoup évolués au cours des dernières décennies, mais il y a toujours de nombreuses incertitudes.

Aujourd'hui, des recherches plus précises démontrent comment la santé humaine, les espèces animales et végétales sont aussi affectés à partir de certaines doses limites.

C'est dans ce contexte que s'inscrit ce travail dont l'objectif principal est l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds, dont la source est le trafic routier sur quelques espèces forestières de l'Ouest algérien.

Pour atteindre cet objectif le mémoire est structuré en quatre chapitres ;

Premier chapitre

Il résume d'une manière assez sommaire les généralités sur la pollution atmosphérique et ces effets.

Second chapitre

C'est un chapitre strictement réservé à la bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique avec un aperçu sur les principales techniques d'évaluation.

Troisième chapitre

Il porte principalement sur la présentation des caractéristiques écologiques des zones d'étude, et les espèces forestières utilisées dans l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds dans cette étude.

Quatrième chapitre

Il est consacré à l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sur les espèces forestières.

Chapitre I

Généralités sur la pollution atmosphérique

Chapitre I

Généralités sur la pollution atmosphérique

1 - Historique de la pollution atmosphérique

L'homme primitif vivait en petit nombre, avait peu d'actions néfastes sur son environnement, les eaux douces des lacs et rivières pouvaient être consommés sans danger, sa fumée dû à la combustion de bois disparaissait aussitôt dans l'atmosphère, cependant, lorsque la population commence à augmenter dans les villes et le développement industriel apparaît, la qualité de l'air et de l'eau a été détériorer.

En effet, depuis l'antiquité la pollution atmosphérique se manifeste dans les villes, conséquence directe de la concentration humaine dans les villes, accompagnées de nombreuses combustions de bois et de charbon pour les usages domestiques et même industriels. A Londres, la combustion du charbon a posé des problèmes de pollution de l'air dès le XII^e siècle (Kenneth et François, 1974).

Au début du XIV^e siècle, Edouard I^{er} veut limiter l'utilisation du charbon dans les fours. Au début du XIV^e siècle, la Reine Elizabeth I^{er} interdit l'usage du charbon lors des réunions du parlement du royaume. En 1661, John Evelyn publie un ouvrage sur la pollution de l'air intitulé « *Fumigation* », qui a été réédité en 1960 par « National society for clean air », il propose de déplacer les industries polluantes du centre de Londres vers la périphérie de la ville. Au XIX^e siècle. Camille Flammarion, dans un ouvrage sur l'atmosphère publiée en 1872, signale la mauvaise qualité de l'air à Paris et ses effets néfastes sur la santé « en absorbant par nos poumons des quantités importantes de particules microscopiques en suspension dans l'atmosphère, exercent une action néfaste sur l'homme et les animaux, ainsi l'insalubrité qui se manifeste habituellement dans les grandes agglomérations humains est lié principalement à la pollution de l'air » (Kenneth et François, 1974).

L'industrialisation et l'urbanisation ont continuées d'intensifier la pollution de l'air, en parallèle de l'absence de réglementations rigoureuses déterminent les quantités des rejets atmosphériques admissibles. En 1948, un épisode aigu de pollution atmosphérique s'est produit à Donora, petite ville industrielle de Pennsylvanie (USA), située dans une vallée, en effet, les polluants provenant de différentes installations industrielles, sont accumulés et entraînent 20 morts et plusieurs maladies liées directement à la pollution de l'air.

Le grand smog de Londres apparu en mois de décembre 1952, avait causer 4000 décès, généralement, les épisodes de la pollution de l'air à Londres, sont les plus connus et les plus cités historiquement, et à partir de cette époque que des mesures de protection de l'air contre les impuretés provenant des poussières et de rejets industrielles, étaient inclus soit dans le cadre des lois, soit dans les ordonnances de certaines municipalités locales, afin de lutter contre la pollution de l'atmosphère (Kenneth et François, 1974).

Fantan (2004), signale que la qualité de l'air a été améliorée lors des dernières décennies, mais de nouveaux problèmes sont apparus dès le début des années 1970, notamment l'acidification des précipitations (pluies acides), la destruction de la couche d'ozone stratosphérique, l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre et le réchauffement climatique. Aujourd'hui, de nombreuses recherches ont été orientées vers une meilleure compréhension du problème de pollution atmosphérique et ses effets néfastes sur la faune et la flore, mais il y a toujours de nombreuses incertitudes dans le domaine.

2 - Définition de la pollution de l'atmosphère

En 1965, la commission scientifique de la Maison Blanche, définit la pollution comme une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous produit de l'action humaine, à travers d'effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiations, de la constituante physicochimique du milieu naturel et l'abondance des espèces vivantes (Gafsi, 2007). Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou à travers l'eau et les autres produits agricoles. Cependant, la pollution de l'air c'est l'introduction par l'homme directement ou indirectement de polluants de différente nature dans l'atmosphère, mais notons qu'un certain nombre de ces « polluants » sont présents à l'état naturel. Ainsi, c'est plus l'augmentation de leurs teneurs que leur présence dans l'air qui pose des problèmes. Cet aspect apparaît clairement dans la définition de la pollution de l'air donnée par le conseil de l'Europe (février 1967), selon laquelle « il y'a pollution de l'air, lorsque la présence d'une substance étrangère ou une variation importante dans les proportions des composantes de l'atmosphère est susceptible de provoquer un effet nocif, de créer une nuisance ou une gêne » (Jaurif et Servant, 1997).

La pollution atmosphérique peut être définie comme la présence d'impuretés dans l'air, pouvant provoquer une gêne notable pour le confort ou la santé et un dommage aux biens. Cette pollution peut provenir de gaz, de particules liquides ou solides. C'est aussi une modification chimique et physique du milieu naturel, aboutissant à des effets nuisibles pour l'homme et l'environnement (Arquès, 1998).

Une pollution atmosphérique d'après la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie (LAURE) du 30 décembre 1996, correspond « à l'introduction par l'homme directement ou indirectement dans l'atmosphère et les espaces clos, des substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire les ressources biologiques, à détériorer les biens matériels et à provoquer des nuisances olfactives excessives ». De façon générale, la pollution de l'atmosphère résulte des rejets directe de composés gazeux ou sous forme de particules, nocifs pour l'homme et la biosphère, provenant de diverses activités humaines, industrielles, domestiques, agricoles, et de combustions divers (Fantan, 2004).

Selon Plaisance (2004), la notion de la pollution atmosphérique recouvre de nombreux phénomènes aux origines et conséquences divers, qui concernent principalement les deux premières couches de l'atmosphère, leurs points communs étant d'être engendrés ou accentués par les activités humaines et d'avoir des impacts néfastes sur l'homme et son environnement. La pollution de l'air découle des modifications de la composition chimique de l'air, sous l'effet des activités humaines, elle peut se manifester depuis l'échelle urbaine et locale jusqu'à l'échelle planétaire, et les risques liés à ces changements ne sont pas de même nature selon l'échelle spatio-temporelle concernée. La pollution de l'air est également liée à une composante temporelle conditionnée par la durée de vie des polluants dans l'atmosphère.

Par ailleurs, on appelle émission, le rejet de polluants atmosphériques par une source donnée. Les émissions dépendent principalement des polluants considérés et des conditions de dispersion et de transformation dans l'air, tandis que la déposition atmosphérique englobe l'ensemble des processus de transfert des polluants primaires et secondaires de l'air vers le sol. La déposition des polluants dépend fortement de la nature de la couverture du sol. Ainsi, les émissions simultanées naturelles et anthropiques sont variables d'une année à l'autre, ils dépendent des combustibles utilisés, des progrès industriels et du parc automobile. Les polluants atmosphériques sont absorbés par différents « puits », tels que les plantes vertes et par les océans comme le cas du gaz carbonique par exemple (Fantan, 2004).

Le degré de la pollution atmosphérique dépend d'une part, des quantités de polluants émises (source puissante isolée, comme le cas des centrales thermiques installées en pleine campagne), d'autre part, des altitudes auxquelles ces polluants sont émis (les cheminées très hautes facilitent la dispersion des polluants avant qu'ils n'atteignent le sol), et de conditions météorologiques. En effet, la pollution atmosphérique est un problème très complexe par le fait que de nombreuses substances peuvent réagir entre elles, même à très faibles concentrations pour donner de nouveaux composés très toxiques.

3 - L'atmosphère

L'atmosphère est l'enveloppe gazeuse qui entoure la planète terre. Elle est composée d'azote (78%), d'oxygène (20, 94%), de vapeur d'eau, de gaz carbonique, de gaz rares et de toute une série de composées en faible concentration sous forme de gaz ou de particules, cependant, l'air est le nom de ce mélange de gaz et de particules (Fantan, 2004).

L'atmosphère terrestre est composée de différentes couches superposées (figure1), depuis le sol on distingue notamment la troposphère, la stratosphère, la mésosphère, suivie de la thermosphère. L'air est concentré principalement dans la troposphère, composé essentiellement d'azote et d'oxygène (Anthony, 2003).

Le champ de gravitation avec la force d'attraction de la terre, entraîne une diminution de la densité de l'air avec l'altitude, accompagné d'une variation de la pression et de la température. Ainsi, dans les deux premières couches de la troposphère et la stratosphère, que se manifeste aujourd'hui la pollution de l'atmosphère (Fantan, 2004).

La troposphère c'est la couche d'air en contact direct avec le sol dont l'épaisseur est de l'ordre d'un kilomètre, mais variable avec l'altitude. Elle est appelée la couche limite atmosphérique (CLA), celle-ci en raison de son contact avec le sol (figure 2), elle possède des propriétés particulières, et dans cette couche le vent est ralenti par le frottement du sol, la température varie beaucoup pendant les cycles diurnes et nocturnes (Anthony, 2003). C'est aussi la couche où la turbulence favorise la dilution des polluants, mais cette turbulence dépend de la variation de la température et en fonction de l'altitude, du vent et du relief. La partie supérieure de la CLA est appelée la couche d'Ekman (Anthony, 2003).

Au dessus de la couche limite dans la troposphère entre 1 et 10 kilomètres environ, se trouve un domaine que l'on appelle l'atmosphère libre ou la couche libre, c'est la partie supérieure de la troposphère (Anthony, 2003). Les premières dizaines de mètres de la couche limite, près du sol constituent ce que l'on appelle la couche de surface. Dans le cas

de la pollution atmosphérique les propriétés de la couche de surface sont étudiées pour déterminer la pollution de l'atmosphère (Anthony, 2003).

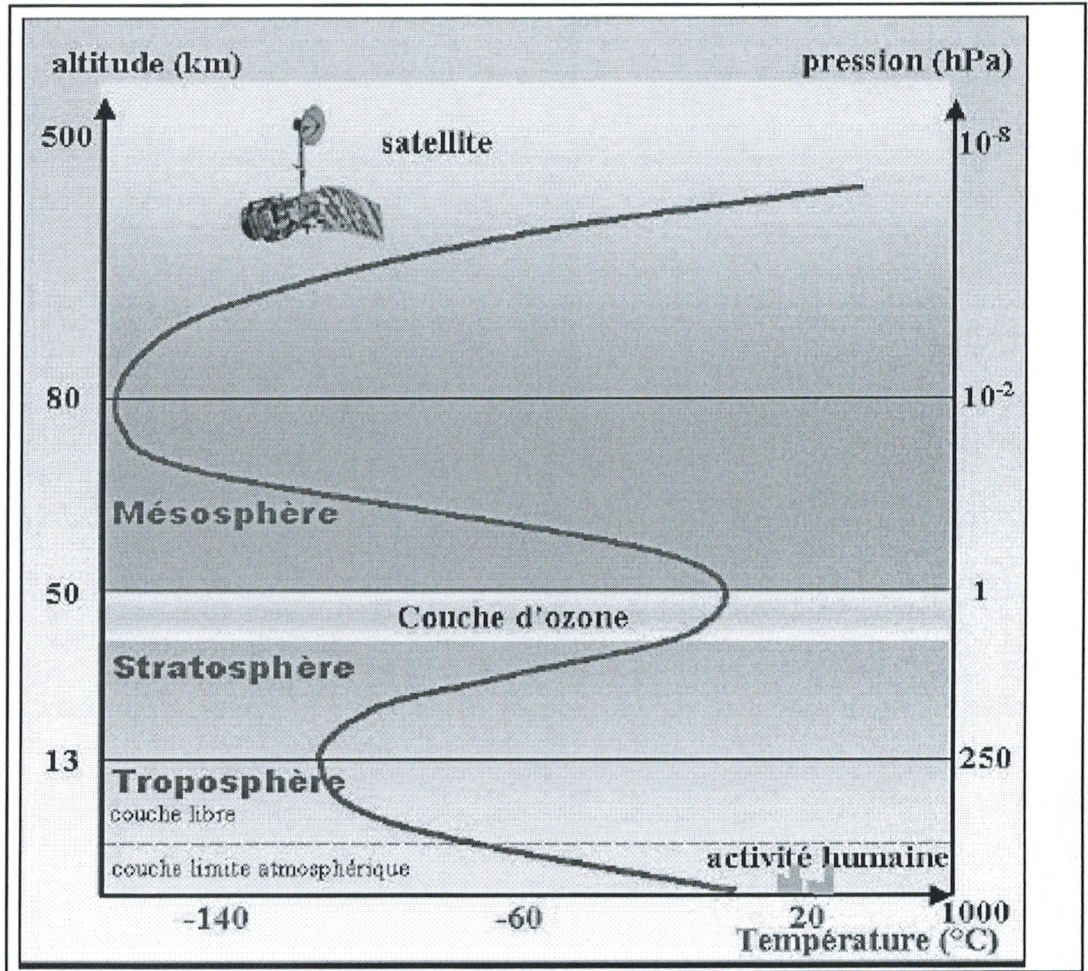


Figure 1 : Structure de l'atmosphère (Anthony, 2003)

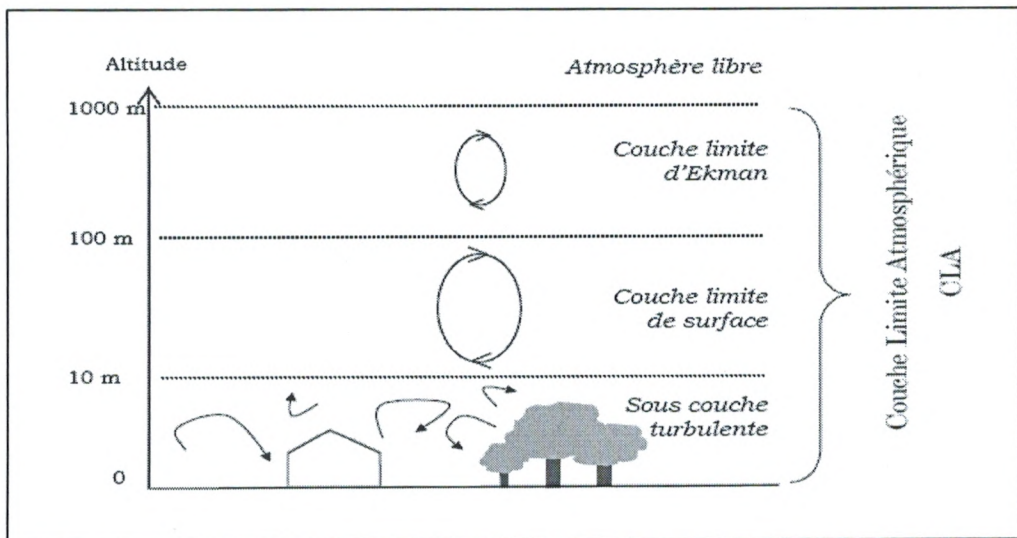


Figure 2 : Structure de la couche limite atmosphérique (Durrieu, 1999)

4 - Les échelles spatiotemporelles de la pollution atmosphérique

L'étude de la pollution atmosphérique, peut être distinguée en trois grandes échelles spatiotemporelles, ces échelles sont en fonction du transport des polluants et de leurs durées de vie dans l'atmosphère, ainsi les effets de la pollution atmosphérique, se manifestent à différentes échelles spatiotemporelles. Dans les agglomérations urbaines ou encore dans les sites industriels, les émissions sont importantes et les concentrations en polluants primaires vont atteindre des valeurs élevées, en particulier lors des conditions météorologiques défavorables à la formation des polluants secondaires (Deletraz, 2002).

4.1 - Echelle locale

(Rue, quartier et ville, donc de 10m à 10Km), la pollution à l'échelle locale, provient directement des émissions des chauffages individuels, des fumées des usines et des moyens de transport. La pollution à l'échelle locale apparaît dans les agglomérations où la densité des émissions est forte, les émissions élevées entraînent des effets néfastes sur la santé de l'homme, sur les animaux, sur les végétaux et sur les bâtiments (Fantan, 2004). A l'échelle locale, les divers polluants émis par les véhicules en circulation sur le réseau routier, peuvent avoir des conséquences néfastes sur les végétaux situés à proximité des routes (Deletraz, 2002).

La procédure courante d'observation à cette échelle de pollution, repose sur les réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Cependant, les polluants atmosphériques les plus caractéristiques de cette échelle sont : les particules en suspension, les oxydes d'azote (NOx), le dioxyde de soufre (SO₂), le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatiles (COV), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les métaux lourds. De façon générale, les grandes agglomérations craignent d'être asphyxiées par les émissions des automobiles (Bourboulon, 1997). Ainsi, à l'échelle locale, les aérosols réduisent la visibilité dans les zones urbaines (Cahill, 1995).

4.2 - Echelle régionale

(Environ 100Km), la pollution à l'échelle régionale, concerne les zones où des phénomènes secondaires apparaissent, tels que les pluies acides, ayant un impact non négligeable sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. La pollution atmosphérique à l'échelle régionale de phénomènes physico-chimiques plus ou moins complexes à l'origine de la formation dans l'atmosphère des polluants «secondaires», à partir des polluants dites « primaires ». En effet, cette forme de pollution est dite « régionale » car l'échelle du

territoire affecté par les polluants primaires ou secondaires est large. Ainsi, la pollution de l'atmosphère à l'échelle régionale (d'une dizaine à plusieurs centaines, voire de plusieurs kilomètres), ne connaît pas les frontières entre les pays et on l'appelle encore pollution transfrontière (Fantan, 2004).

La pollution de l'air par l'ozone, forme un exemple typique de la pollution à l'échelle régionale, il n'est pas émis directement mais il provient des interactions entre les polluants primaires et les rayonnements solaires. Les pics de la pollution par l'ozone sont toujours enregistrés dans les grandes agglomérations, en périphérie de la ville ou dans les espaces naturels proches des sources d'émissions des polluants primaires. Notons aussi, que la teneur en ozone dans l'atmosphère est en croissance très nette, avec une accélération au cours des années prochaines. Dans les zones urbaines, les teneurs en ozone de 50 à 60 ppb, sont considérées comme une limite au-delà de laquelle l'exposition est néfaste pour l'homme (Kandel, 1999).

4.3 - Echelle globale

(Environ 1000 Km) à cette échelle, les études couvrent de très vastes régions où les effets des polluants les plus stables chimiquement, agissent sur l'ensemble de la planète, comme la réduction de la couche d'ozone stratosphérique à haute altitude ou encore l'augmentation de la teneur en gaz responsables de l'effet de serre, qui pouvant provoquer des changements climatiques importants. Fantan (2004), signale que pollution atmosphérique à l'échelle globale, concerne les substances impliquées dans les phénomènes des changements climatiques, comme les gaz à effet de serre.

4.4 - La pollution de l'air à l'intérieur des locaux

A ces trois échelles de la pollution citées, il faut ajouter la pollution de l'air à l'intérieur des locaux. Dans les pays industrialisés, la population passe en moyenne environ 80% de son temps dans les locaux de travail et dans les locaux d'habitations et l'air pollué de l'extérieur y pénètre à l'intérieur des locaux, mais il existe aussi de nombreuses sources de pollution à l'intérieur des locaux parfois de même nature que les polluants de l'atmosphère (Fantan, 2004).

La qualité de l'air à l'intérieur des locaux est une véritable préoccupation de santé publique, tant sur le plan national qu'international. De plus, la concentration des polluants émis dans les locaux et ainsi augmentée de même que le degré hygrométrique de l'air avec des conséquences sur le développement des sports et des bactéries. Il faut noter aussi, que l'utilisation des matériaux dégage des polluants comme certains isolants des meubles, peut amener à une augmentation des concentrations de certains polluants à l'intérieur des locaux.

Par ailleurs, la pollution de l'air à l'intérieur des locaux, est liée aux conditions micro-climatiques à l'intérieur des locaux, conduisent à l'apparition des moisissures des bactéries, des pollens, des microorganismes ou d'insectes divers dont certains peuvent entraîner des allergies, ainsi l'utilisation des moquettes favorise le développement de micro-organismes comme les Acariens (Mazzuoli, 2009).

Selon Belfarhi (2011), le monoxyde de carbone, les composées organiques volatiles, le dioxyde d'azote et les particules fines, sont les principaux polluants rencontrés à l'intérieur des locaux, ils sont liés principalement aux activités de cuisine et de chauffage. Les fibres sont uniquement présent dans l'air à l'intérieur des locaux, et il y à une différence à la fois de nature des polluants entre l'intérieur et l'extérieur (Plaisance, 2004).

La pollution à l'intérieur des locaux, est caractérisée par une grande diversité de polluants (monoxyde de carbone, oxydes d'azote, métaux lourds, composées organiques volatiles, particules, amiante, ondes électromagnétiques, moisissures, bactéries, virus....etc.) (Mazzuoli, 2009).

La pollution atmosphérique, est un phénomène qui met en jeu des émetteurs naturels ou anthropiques, un milieu (l'atmosphère), des récepteurs (l'homme, l'animal, le végétal ou les matériaux) et une sensibilité. Son étude peut être distinguée en trois grandes échelles spatiotemporelles. Ces échelles sont en fonction du transport des polluants et de leurs durées de vie.

L'étude de la variabilité spatio-temporelle de la concentration des différentes polluants atmosphériques, n'est pas aisée dans la mesure où la pollution est le résultat d'interaction complexes entre, d'un côté, les émissions des polluants dans l'atmosphère, et d'autre côté, les conditions environnementales du lieu considéré responsable de leur diffusion, pour cela des techniques de simulation numérique ont été développés pour l'étude des concentrations des polluants dans l'espace et dans le temps (Moussiopoulos et al., 1996).

À l'échelle régionale, les modèles numériques sont capables de cartographier la concentration des polluants avec une résolution spatiale de 10 km (taille de la maille de calcul) (Sallès et al., 1996; Giambanis et al., 1998; Leuzzi et Monti, 1998; Lohmeyer et al., 2002). Cependant, en l'absence d'outils précis et adéquates pour la surveillance de la pollution atmosphérique dans une ville entière, les différents acteurs concernés par la surveillance de la qualité de l'air, utilisent actuellement des cartes des concentrations des polluants, obtenues par les techniques de la biosurveillance de la pollution atmosphérique (Ionescu et al., 1996).

5 - Les cycles de la pollution atmosphérique

Si les polluants émis naturellement par les écosystèmes obéissent à des cycles différenciés, ils en de même pour ceux d'origine anthropique dont les teneurs évoluent en fonction de deux facteurs principaux ; les conditions météorologiques et les fluctuations des émissions. Ces deux facteurs, sont eux-mêmes réagissent par un fonctionnement à plusieurs cycles : cycle annuel, hebdomadaire et journalier (Deletraz, 2002).

5.1 - Le cycle annuel

La concentration des différents polluants évolue au fil des mois. Elle permet de mettre en évidence, soit l'influence de la saison dans les émissions des polluants (ceux liés au chauffage ou à l'augmentation des besoins en électricité), où l'influence directe des conditions météorologiques particulières sur le comportement des polluants (transformation chimique) (Deletraz, 2002).

5.2 - Le cycle hebdomadaire

Dans le cycle hebdomadaire, les conditions météorologiques ne connaissent pas des variations hebdomadaires, par contre, les émissions varient fortement entre les jours et le week-end notamment les polluants liés au trafic routier (Deletraz, 2002).

5.3 - Le cycle journalier

A l'échelle de la journée, on observe des variations dans les émissions liées aux activités humaines et les conditions de dispersion des polluants, varient en fonction des journées, notamment la stabilité des polluants dans les basses couches atmosphériques pendant la nuit, conditionne la dispersion plus favorable pendant la journée, d'une manière globale, le cycle journalier met en évidence des grandes différences entre le jour et la nuit (Roul, 1998).

6 - Les polluants atmosphériques primaires et secondaires

Un polluant atmosphérique, est un corps d'origine anthropique ou non, à l'état solide, liquide ou gazeux, contenu dans l'atmosphère et qui ne fait pas partie de la composition normale de l'air ou qui y est présent en quantité anormale suivant un critère de toxicité (Fantan, 2004). Les principaux polluants mesurés par les organismes de surveillance de la qualité de l'air sont: les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO_2), le monoxyde et dioxyde de carbone (CO , CO_2), les particules en suspension (PS), les métaux lourds (plomb, cuivre, zinc.....etc), les composés organiques volatils (COV) et l'ozone (O_3). En effet, les polluants atmosphériques, se classent en deux grandes familles bien distinctes : les polluants « **primaires** » (SO_2 , NO_x , COV, CO) et les polluants dites « **secondaires** » (O_3) (Deletraz, 2002).

Dans la plupart des cas, les polluants primaires sont directement issus des sources de pollution, alors que les polluants secondaires résultent des phénomènes de dispersion et de transformation photochimique dans l'atmosphère. En hiver, la pollution atmosphérique est essentiellement due aux polluants primaires. En été, elle est beaucoup plus intense avec un mélange des polluants différents de celui d'hiver (Fantan, 2004).

6.1 - Les polluants atmosphériques primaires

6.1.1 - Le monoxyde de carbone (CO)

Le monoxyde de carbone (CO), est un gaz qui provient de la combustion incomplète des matières organiques (véhicules, industrie, chauffage). Lorsqu'il est inhalé, il se fixe très facilement à l'hémoglobine du sang, chargée de transporter l'oxygène dans l'organisme. Lorsqu'un appareil domestique, comme le chauffage est mal réglé est utilisé dans une pièce non ou mal ventilée, il émet des quantités importantes de CO à l'intérieur des maisons (Belfarhi, 2011). Ainsi, si un carburateur est mal réglé, le manque d'oxygène

donne lieu à la production et l'émission des gaz d'échappements plus riche en CO, c'est-à-dire le CO₂, est émis lors de la combustion complète des hydrocarbures (essence, diesel et GPL), alors que le CO, est émis essentiellement lorsque cette combustion est incomplète (Schütz, 1995). D'autre part, le pot catalytique permet aussi l'oxydation du monoxyde de carbone toxique en gaz carbonique, moins dangereux que le monoxyde de carbone (Schütz, 1995). La diffusion du CO est très rapide, il disparaît rapidement dès que l'on s'éloigne de la source d'émission (Escourrou, 1996).

Les symptômes d'une intoxication au CO, sont bien caractérisés: la fatigue, vertiges et anoxie (le CO bloque la fixation de l'oxygène par les globules rouges); si la teneur en CO augmente en sang, on constate une impotence fonctionnelle puis coma (Deletraz, 2002). En France, le nombre de décès par an liés à l'intoxication par le CO, est inquiétant, il est de plus de 200 morts (Géronimi, 2000). L'organisation mondiale de la santé (OMS), recommande de ne pas dépasser des expositions de 100 mg/m³ au CO pendant 15 mn, 60 mg/m³ pendant une heure et 10 mg/m³ pendant 8 heures (Chiron, 1996).

6. 1. 2 - Le dioxyde de carbone (CO₂)

L'importance attribuée au (CO₂), provient de l'accroissement rapide de la concentration de ce gaz dans l'atmosphère par suite d'une augmentation de la consommation d'énergie fossile et d'une diminution importante de la couverture forestier (un arbre de la forêt tropical absorbe de 1 à 2 kg de CO₂/m²/an, tandis qu'un champ cultivé n'absorbe que 0,2 à 0,5 kg de CO₂/m²/an) (Deletraz, 2002).

Le dioxyde de carbone (CO₂), c'est le produit de la combustion de tous les combustibles carbonés, il déclenche des effets dont le degré varie selon sa concentration. Par exemple, il conduit à l'apparition de l'asthme lorsque sa concentration est de l'ordre 1000 ppm (0,1%), il augmente le débit respiratoire quand sa concentration dans l'air est de 5%, et il conduit à la mort pour des concentrations de 10 % (Belfarhi, 2011).

6. 1. 3 - Le dioxyde de soufre (SO₂)

Le dioxyde de soufre (SO₂), est issu de la combustion de l'énergie fossile (pétrole, charbon). Il est principalement émis par les industries et les centrales thermiques. C'est un gaz irritant très soluble, absorbé par les muqueuses du nez, provoque une bronchoconstriction et une diminution de la fonction respiratoire. De plus, le SO₂ réagit avec l'oxygène de l'air (O₂) et l'humidité (H₂O) pour donner l'acide sulfurique (H₂SO₄), qui se condense en gouttelettes acides ou en particules solides. Lorsque ces

derniers sont très fins ($\varphi < 1 \mu\text{m}$), ils peuvent pénétrer profondément dans les voies respiratoires et on constate alors une diminution de la fonction respiratoire et un effet bronchoconstricteur. En effet, ce type de pollution acide, est fortement soupçonné d'être un facteur de bronchite chronique (Nicolas et *al.*, 2002).

Par ailleurs, le dioxyde de soufre (SO_2), est le principal responsable de l'acidification des pluies (pluies acides), qui sont très agressifs et s'attaquent les roches calcaires (dégâts sur les bâtiments), mais aussi les végétaux (Schütz, 1995), il est aussi considéré comme traceur de la pollution d'origine industriel (Belfarhi, 2011).

6. 1. 4 - Les oxydes d'azote (NO_x)

Les oxydes d'azote (NO_x), proviennent essentiellement de la combustion des combustibles fossiles. L'azote (N) et l'oxygène (O), entrent en réaction dans les conditions de hautes températures et de pression des moteurs pour former du monoxyde d'azote (NO) (Schütz, 1995). Les oxydes d'azote (NO_x), mesurés à la sortie des gaz d'échappement sont composés principalement de NO et de NO_2 , avec une proportion de 60 à 80% de NO (Noppe, 1998). L'oxydation de NO en NO_2 , se poursuit dans l'atmosphère et explique dans le cas des villes à forte trafic routière, la couleur brunâtre des couches d'air polluées situées à quelques centaines de mètres d'altitude (action conjointe des poussières) (Anonyme, 2001). Les oxydes d'azote, interviennent dans la formation d'ozone. Ainsi, les oxydes d'azote, jouent un rôle très important au niveau de la chimie atmosphérique car ils sont précurseurs de plusieurs polluants secondaires, notamment l'ozone et l'acide nitrique. Cependant, l'atmosphère de la terre est composée de 78% d'azote (N_2) et 21% d'oxygène (O_2) (Fântan, 2004). Dans la plus part des temps, le monoxyde d'azote rejeté dans l'atmosphère, s'oxyde pour former le dioxyde d'azote (NO_2) (Parmetier et Garrec, 1994). Le NO est le plus abondant dans l'atmosphère : il représente environ 95% des émissions $\text{NO} + \text{NO}_2$ (Degobert, 1992). L'azote et l'oxygène peuvent s'associer sous différentes formes : N_2O , N_2O_3 , N_2O_5 , (Schütz, 1995). Ces diverses associations sont désignées par le terme « Oxydes d'azote » (NO_x). Il faut noter aussi, que les pots catalytiques permettent une réduction des NO_x (Parmetier et Garrec, 1994). Le protoxyde d'azote est engendré par l'azote présent dans les combustibles, c'est un agent actif, il attaque la couche d'ozone stratosphérique (Degobert, 1992; Parmetier et Garrec, 1994). Le NO_2 , affecte l'organisme par deux manières différentes : d'une part, il réagit avec l'eau pour former l'acide nitrique (HNO_3), d'autre part, est un facteur oxydant des lipides cellulaires (Parmetier et Garrec,

1994). Les oxydes d'azote via le système respiratoire, peuvent déclencher des crises chez les personnes asthmatiques.

La toxicité du dioxyde d'azote, est généralement attribuée à ses propriétés oxydantes, toutefois moins grandes que celles de l'ozone, mais il est plus soluble que l'ozone et se dépose donc plus facilement dans la partie supérieure de l'appareil respiratoire, en milieu liquide il se transforme en acide (Fantan, 2004).

Il existe un lien entre l'exposition au NO₂ et les symptômes respiratoires (Studnicka et al., 1997; Zemp et al., 1999; Zulkarnain et al., 2003), cette association est surtout marquée dans les zones exposées au fort trafic routier (Yu et al., 2001). L'augmentation des taux de NO₂, entraîne des risques d'allergies aux animaux domestiques (Boezen et al., 1999; Pattenden et al., 2006).

6. 1. 5 - Les composés organiques volatiles (COV)

Les composés organiques volatiles (COV), regroupent une multitude de substances. Ils sont constitués par le carbone et ses combinaisons. Parmi ces composés, les hydrocarbures qui sont des composés binaires constitués de carbone et d'hydrogène. Les autres grands groupes de COV, sont des composés carbonés (alcanes, alcènes...) et les composés carboxylés (l'aldéhyde, cétones, éthers...) (Noppe, 1998).

Les composés organiques volatiles, sont déjà considérés et réglementés comme des polluants de l'air extérieur, responsables de la destruction de la couche d'ozone, mais ils polluent également l'air à l'intérieur des locaux. Ils sont émis par évaporation à la pompe au niveau du carburateur et du réservoir (provoquée par les variations de la température: marche/arrêt du moteur ou jour/nuit; ce sont les pertes de « respiration » (la pompe et le réservoir), et dans les gaz d'échappements (Degobert, 1992).

La composition spécifique des émissions de composés organiques volatiles (COV), qu'elles soient produites par combustion ou évaporation, varie très fortement en fonction des carburants et de leurs additifs. C'est pourquoi les véhicules à essence et diesels (ou autres carburants), donnent différents spectres d'émissions. Les concentrations de COV sous forme gazeuse sont généralement de 10 à 100 fois supérieures aux concentrations de COV sous forme de particules, et ils ne se dispersent que localement, c'est-à-dire à proximité de leurs sources d'émission, d'autres sont persistants et largement dispersés dans l'atmosphère (Degobert, 1992). La plupart des composés organiques volatiles, restent long temps dans l'atmosphère pour participer à des réactions photochimiques. Certains d'entre eux comme l'acétylène, l'éthylène ou le méthane, apparaissent inoffensifs de manière

directe pour l'organisme. En revanche, les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et aldéhydes, sont réputées dangereuses pour la santé humaine. Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (benzène, toluène et xylènes), provoquent des atteintes au niveau des systèmes nerveux centrales (fatigue musculaire et cérébrale, céphalées, troubles de concentration et de mémoire). Ce sont également des irritants pour la peau, les yeux et les voies respiratoires, surtout le benzène qui attaque la moelle osseuse (cancérogène certaine pour l'homme) (Degobert, 1992). En, effet, les principaux composés organiques volatiles sont :

6. 1. 6 - Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sous forme gazeuse, sont émis dans les gaz d'échappements des véhicules à essence, c'est le cas des HAP légers (Degobert, 1992). Ils sont semi volatils et circulent bien dans l'air en fonction de la température de celui-ci, dans les endroits froids leur volatilité est réduite. Ils sont lipophiles (faible solubilité dans l'eau, mais forte dans les graisses), avec attirance forte pour les tissus adipeux où ils se concentrent généralement (forte bioaccumulation), et ils ont une durée de vie très longue (persistance dans le milieu) et leur durée de vie dans l'atmosphère est très variable (Lacour, 2001).

La plus part des hydrocarbures aromatiques polycycliques, sont dangereux pour la santé car ils sont cancérogènes, ils sont constitués de plusieurs cycles benzéniques (de 2 à 6, voire 8), la majorité des HAP, proviennent des processus de pyrolyse et en particulier de la combustion incomplète de matière organique ou de composés carbonés (Degobert, 1992).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques, sont la plupart du temps adsorbés sur des particules carbonées. Ils sont également détectés en phase gazeuse en particulier dans les gaz d'échappement des moteurs à essence ; il s'agit dans ce cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques de masse moléculaire plus faible (jusqu'à 3 cycles), qu'on appelle hydrocarbures aromatiques polycycliques légers. Parmi les hydrocarbures aromatiques polycycliques, le benzo (a), le pyrène (BaP) est le plus étudié des hydrocarbures aromatiques polycycliques car il est particulièrement dangereux pour la santé, il est émis pratiquement en même taux par les véhicules à essence et diesels (Degobert, 1992).

6. 1. 7 - Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)

Les hydrocarbures aromatiques monocycliques, ce sont des hydrocarbures imbrûlés. Le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène, sont des hydrocarbures aromatiques monocycliques. Le benzène, est produit par la décomposition des composés aromatiques même si on limite sa teneur dans les carburants, la présence des composés aromatiques entraîne sa formation, il est très dangereux pour la santé (Degobert, 1992; Malbreil, 1997). Les hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), sont émis principalement par les véhicules à essences (Sanef et Argopol, 1994), surtout depuis l'introduction de nouveaux antidétonants, les aromatiques remplaçant le plomb tétraéthyl.

6. 1. 8 - Les polychlorobiphényles (PCB)

Les polychlorobiphényles (PCB), ce sont des composés aromatiques organochlorés non biodégradables et très toxiques. Ils forment une famille de composés chimiques organiques inertes appelés composés carbonés chlorés. Les PCB (polychlorobiphényles), sont probablement présent dans les huiles et l'essence. Le rapport entre les concentrations élevées en polychlorobiphényles dans l'air et le trafic routier a été prouvé par Granier et Chevreuil (1991). En effet, à côté des axes routiers les polychlorobiphényles (PCB), sont présents sous forme gazeuse. Ils ont des effets néfastes sur la santé humaine surtout sur l'appareil respiratoire.

6. 1. 9 - Les chlorofluorocarbures (CFC)

Les chlorofluorocarbures (CFC), contiennent des atomes de fluor, des atomes de carbones et des atomes de chlore. Les Chloro-fluoro-carbones, sont utilisés dans les systèmes de climatisation de voitures, notamment les CFC-11 et CFC-12, sont aussi utilisés dans les cartes électroniques et dans la production de mousse, leur durée de vie dans l'atmosphère varie de 20 ans à plusieurs centaines d'années (Escourrou, 1996). A la suite d'accords internationaux, la production de ces substances qui participent à l'effet de serre est très réduite voire interdite, mais leur durée de vie (de 60 à 110 ans environ selon les composés), fait que les quantités présentes dans l'atmosphère vont continuer d'agir encore pendant un certain temps, ainsi ils sont des destructeurs de la couche d'ozone (Belfarhi, 2011).

Les chlorofluorocarbones (CFC), dont la production est aujourd'hui interdite par des accords internationaux, ils sont largement utilisés comme solvants, comme des gaz vecteurs pour la production d'aérosols et comme fluides frigorigènes, ce sont des composés très stables, ils sont détruits par le rayonnement solaire dans la stratosphère et libèrent le chlore, qui entre en réactions conduisant à la destruction de l'ozone stratosphérique (Fantan, 2004).

6. 1. 10 - Les particules

Dans la littérature on emploie bien souvent indistinctement les termes « particules » et « aérosols », cependant ces deux termes sont sensiblement différents, un aérosol est le mélange d'un gaz en général l'air et de particules en suspension, ainsi la notion d'aérosol inclut à la fois les particules et le gaz en suspension (Magali, 2007). D'autres termes sont utilisés pour décrire les types particuliers des aérosols, tels que « les poussières » (dust en anglais), correspondant à des particules solides le plus souvent de taille supérieure à $1\mu\text{m}$, mises en suspension par des procédés mécaniques, tels que l'érosion éolienne et produites par des procédés industriels (Magali, 2007). En effet, le terme aérosol, désigne toutes particules solides et/ou liquides en suspension dans un milieu gazeux et présentant une vitesse de chute négligeable (Magali, 2007). Les particules sont classées selon leur diamètre aérodynamique en PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$, PM_1 , $\text{PM}_{0,1}$. Du point de vue biologique et sanitaire, ce sont les particules les plus fines qui sont les plus dangereux. Or, les particules émises par les pots d'échappement sont de très petite taille (notamment les particules diesels qui sont responsables de 87 % des particules émises par le trafic) (Pagotto, 1999). Les principaux types de particules sont (Magali, 2007) :

6. 1. 10. 1 - Les particules diesels

Les particules diesel présentes dans l'atmosphère, sont de très petite taille (diamètre aérodynamique inférieure de $0,5\mu\text{m}$), leurs compositions et leurs granulométries ne sont pas parfaitement connues. Leur composition peut être schématiquement décrite comme un squelette de carbone recouvert d'une phase organique composée principalement d'imbrûlés, provenant du carburant et du lubrifiants (figure 3, 4, 5) (Magali, 2007). Cette phase imbrûlée comprend plusieurs centaines de composés avec notamment des HAP. Les particules diesel constituent aujourd'hui la plus grande part des poussières en suspension en milieu urbain.

En effet, les particules présentes aujourd'hui dans l'air urbain présentent par leur taille et leur composition chimique, une nocivité plus marquée que celle qui était historiquement associées aux processus de combustion industriel et du chauffage résidentiel traditionnel (Magali, 2007).

Notons que, les particules diesels sont très étudiées ces dernières années, d'une part, elles constituent une partie importante des particules rencontrées dans l'atmosphère urbain, et d'autre part, leur finesse ($\varphi < 0,5 \mu\text{m}$) et leurs composition chimique, les rendraient particulièrement pathogènes. Il est couramment admis par la communauté scientifique que les particules diesel, sont les responsables des certains cas de cancer (Magali, 2007).

6. 1. 10. 2 - Les particules minérales

Le passage des véhicules sur la chaussée, met en suspension des particules minérales comme le quartz (phénomène accru lors de l'affrontement entre les pneus et la chaussée) (Degobert, 1992). Aujourd'hui, l'amiante est peu utilisé dans la fabrication des voitures, notamment dans les garnitures, les freins et dans les embrayages, cependant, l'usure de ces éléments entraîne les particules d'amiante (Malbreil, 1997). Ainsi, des particules métalliques, sont présentes dans les gaz d'échappements, ils ne sont pas liés à la combustion, mais ils sont proviennent principalement de l'usure des pièces du moteur et du pot catalytique (Pagotto, 1999).

6. 1. 10. 3 - Les particules en suspension

Le terme « particules en suspension », concerne essentiellement les poussières de taille inférieure à $10 \mu\text{m}$ dont la vitesse de sédimentation est lente, les particules les plus grosses ayant tendance de retomber rapidement près de leur source d'émission (Degobert, 1992). Les particules en suspension, constituent un ensemble très hétérogène sur le plan physique, chimique et/ou biologique, ils sont fortement variables selon les sources d'émission locales ou plus éloignées et selon la saison, mais ils participent à divers processus, notamment la formation d'aérosols et sont les catalyseurs de réactions chimiques (Sanef et Argopol, 1994). Les nitrates d'ammonium et les particules diesel sont deux exemples de particules en suspension (Magali, 2007).

Lorsque leur diamètre est inférieur à $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), elles peuvent franchir les filtres naturels de l'organisme, tels que le nez et pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire. Cependant, les particules fines ($\varphi < 2,5 \mu\text{m}$) et les plus fines ($\varphi < 0,5 \mu\text{m}$),

peuvent atteindre même les alvéoles pulmonaires, voire passer dans le sang (Nicolas et al., 2002).

Les particules en suspension, peuvent provoquer des dommages soit par effet mécanique direct en bouchant les bronchioles ou en irritant les parois, soit par réactions induites par leur composition chimique (noyaux carbonés issus de la combustion incomplète), où par les agents pathogènes qu'elles transportent (notamment les ions métalliques de zinc, de fer, de cuivre, de plomb.....etc) (Nicolas et al., 2002).

Les particules en suspension d'origine naturelles, comprennent les poussières du sol et les particules minérales soulevées par le vent et les éruptions volcaniques, cependant, les matières biologiques comme le pollen, les spores, les bactéries et les débris, provenant des feux de forêts (Magali, 2007). Généralement, les sources naturelles produisent des particules en suspension grossières, mais sous l'effet de la température très élevée (dans le cas des feux de forêts par exemple), certaines d'entre elles, peuvent produire des particules fines. Cependant, les sources anthropiques produisent à la fois des particules fines et grossières. Les principales sources anthropiques responsables de la production des particules fines en suspension, sont le trafic routier, l'industrie métallurgique et la production d'électricité (Magali, 2007). Dans la plus part des temps, les particules en suspension et les particules fines forment un écran dans l'air (en absorbant ou en diffusant la lumière), ce qui diminue la transmission de la lumière vers le sol. Elles contribuent ainsi à la réduction de l'activité photosynthétique des plantes vertes (Fantan, 2004).

De façon générale, les particules sont classées selon leur taille;

-**PM₁₀** : avec un diamètre aérodynamique inférieur à 10 micromètres (μm).

-**PM_{2.5}** : avec un diamètre aérodynamique inférieur à 2.5 micromètres (μm).

-**PM_{1.0}** : avec un diamètre aérodynamique inférieur à 1 micromètre (μm).

-**Ultrafines** : particules avec un diamètre aérodynamique inférieur à 0.1 micromètres (μm).

-**Nanoparticules** : particules avec un diamètre aérodynamique inférieur à 0.05 ou 0.03 micromètres (μm).

Les particules entre 2.5 et 10 μm , sont appelées « **particules grossières** » ou « **grosses particules** » (**Coarse particles** en anglais), celles inférieures à 2.5 μm , sont appelées particules fines (**Fine particles** en anglais). Enfin, celles inférieures à 0.1 μm , sont appelées particules ultrafines (**Ultrafine particles** en anglais).

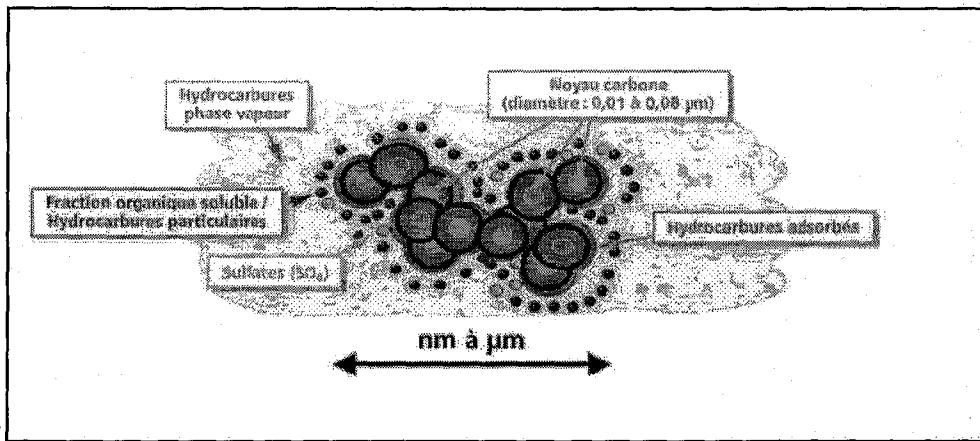


Figure 3: La structure élémentaire d'une combustion automobile (Pagotto, 1999)

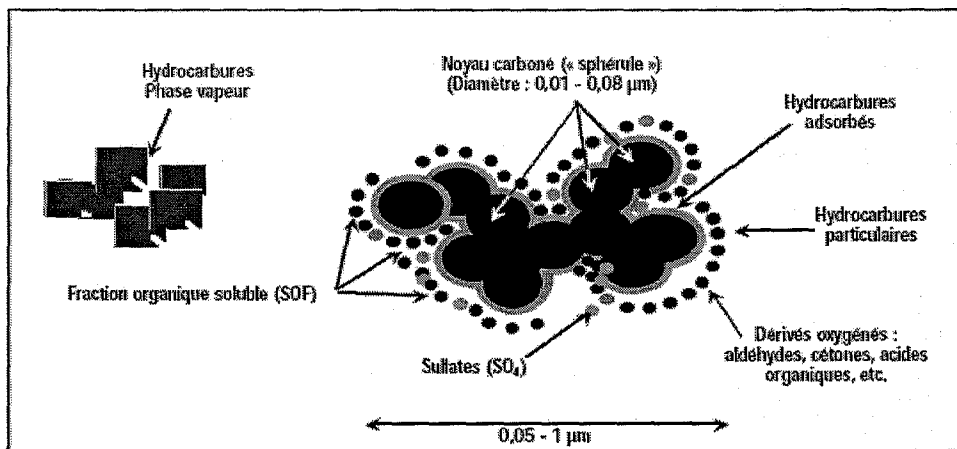


Figure 4 : La structure d'une particule de diesel (Anonyme, 2001)

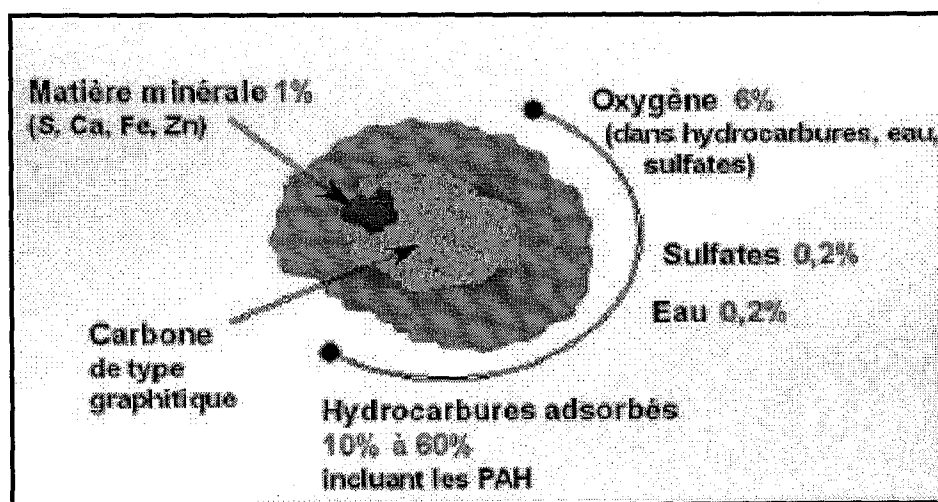


Figure 5: La composition d'une particule diesel (Anonyme, 2001)

6. 1. 11 - Les métaux lourds

Le terme « métaux lourds » ou dans certains cas les métalloïdes, sont les métaux avec une masse volumique supérieure, aussi on appelle habituellement métaux lourds tous les métaux toxiques sans rapport avec leur densité (figure 6) (Schutz, 1995). Certains métaux lourds, sont des oligo-éléments avec faibles doses, sont bénéfiques mais ils sont toxiques en cas d'excès, c'est le cas du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du manganèse (Mg) (Baize, 1997), d'autres métaux plus légers comme le béryllium, sont aussi reconnus comme «métaux lourds» (Boudene, 1993). Le cadmium, le plomb, le mercure, l'arsenic, le chrome, le nickel et le titane, sont toxiques au-delà d'une certaine dose et n'ont pas de caractère indispensable pour le bon fonctionnement des organismes vivants (Blum, 1990).

En outre, tous les éléments métalliques ont des sources naturelles telles que les volcans, les océans, les feux des forêts.....etc. Ils entrent aussi dans la composition de la croûte terrestre et sont alors regroupés sous le terme « d'éléments traces » car ils représentent 0,6 % (en masse) du total des constituants de la croûte terrestre (Blum, 1990).

Par ailleurs, les métaux lourds ont aussi des sources anthropiques notamment :

- L'agriculture (les engrais et les pesticides),
- Les résidus industriels et urbains (boues des stations d'épuration),
- La combustion de combustibles fossiles et de bois,
- La production de métaux,
- Les cimenteries,
- Le trafic routier.

Pagotto (1999), a évalué le flux de métaux lourds provenant de la corrosion des barrières de sécurité galvanisées soit pour un kilomètre : 440 g/an des particules solides, 1045 g/an de zinc, 2,1 g/an de plomb, 0,23 g/an de cuivre et 0,16 g/an de cadmium. D'autre part, des poussières sont émises dans les pots catalytiques contiennent des métaux précieux (platine, palladium, cérium) (Malbreil, 1997), mais aussi du nickel, du cuivre et du chrome (Parmentier et Garrec, 1994).

Généralement, les polluants atmosphériques primaires, sont plus ou moins nuisibles à la santé humaine selon leur concentration dans l'air. Par conséquent, des législations ont été mise en place, afin de régler et contrôler les quantités des polluants atmosphériques primaires émises dans l'atmosphère et afin d'assurer que les objectifs pour améliorer la qualité de l'air ambiante soient atteints.

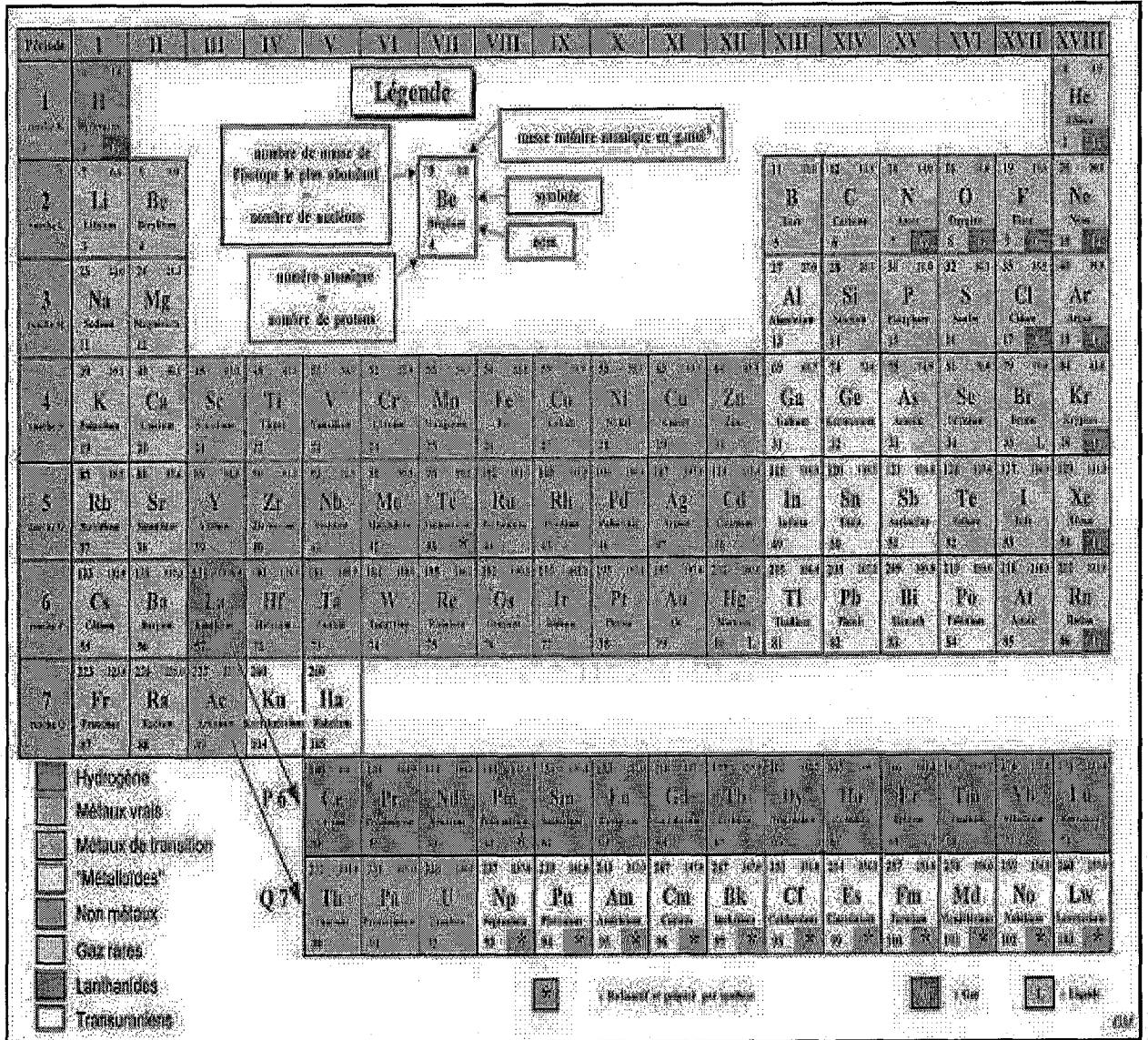


Figure 6 : Classification périodique des éléments

6.2 - Les polluants atmosphériques secondaires

Les différents polluants primaires introduits dans l'atmosphère directement ou comme conséquence de la modification des émissions naturelles de la biosphère, ont réagi chimiquement en particulier sous l'effet du rayonnement solaire pour donner des nouveaux constituants ou «**polluants secondaire**», qui sont souvent plus agressifs pour l'environnement (Anthony, 2003). Les polluants secondaires, sont nombreux mais l'ozone, l'acide sulfurique et l'acide nitrique sont les plus étudiés (Deletraz, 2002).

6.2.1 - L'ozone (O₃)

Les principaux précurseurs d'ozone (O₃), sont les NO_x et les COV (les plus réactifs des COV sont: le formaldéhyde, l'éthylène et le xylène), mais aussi le CO (Malbreil, 1997). En effet, la photodissociation du dioxyde d'azote (NO₂), sous l'action des rayonnements solaires (dans les longueurs d'onde inférieures à 400 nm), forme le monoxyde d'azote (NO) et libère une atome d'oxygène, qui s'associe dès que possible avec une molécule d'oxygène (O₂), pour former l'ozone (O₃), mais la production d'ozone peut être limitée par la réaction de ce dernier avec NO, ce qui entraîne la reformation de NO₂ (Deletraz, 2002). Il faut noter aussi, que la concentration d'ozone, est en relation directe avec l'ensoleillement. Les concentrations en ozone, sont donc plus importantes en périodes estivales (mai à septembre) et surtout l'après-midi, par contre, pendant la nuit la production est stoppée et une partie de l'ozone produit dans la journée, est piégé par la végétation (Malbreil, 1997).

Il est important de distinguer entre le "bon" ozone stratosphérique et le "mauvais" ozone. L'ozone stratosphérique, présente une altitude comprise entre 13 à 30 kilomètres, et constitue la couche d'ozone qui absorbe les rayonnements ultraviolets, nocifs pour les organismes vivants.

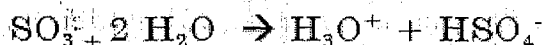
Les effets de mauvais ozone sur les voies respiratoires semblent encore discutés. Certaines études, ont montré une forte association entre l'exposition à l'ozone et les symptômes respiratoires (Braun et al., 1997; Chen et al., 1998; Sanchez-Carrillo et al., 2003). Par contre, d'autres études ont montré une association négative entre les taux d'ozone et la prévalence des symptômes respiratoires (Hoek et Brunekreef, 1995; Studnicka et al., 1997; Zemp et al., 1999).

6. 2. 2 - L'acide sulfurique (H₂SO₄)

Le dioxyde de soufre SO₂, peut se combiner directement à l'eau pour donner l'acide sulfureux (Atkins et Jones, 1998).



D'autre part, en présence de poussières et d'aérosols, le dioxyde de soufre réagit avec l'oxygène atmosphérique pour donner le trioxyde de soufre, qui se dissout dans l'eau pour donner l'acide sulfurique, ce dernier est un acide très fort est particulièrement néfaste pour les sols, parce qu'il lessive les ions de calcium, entraînant aussi l'acidification du sol (Atkins et Jones, 1998).

**6. 2. 3 - L'acide nitrique (HNO₃)**

L'acide nitrique (HNO₃), est le principal devenir de NO₂ car ce dernier est très réactif et passe après certains nombres d'inter réactions sous une forme plus stable, cette forme stable dite « réservoir » (Deletraz, 2002). Le NO₂, peut aussi passer sous forme de composés dits « puits » car ils entraînent la disparition nette de NOx de l'atmosphère (Malbreil, 1997). L'acide nitrique comme l'acide sulfurique est un acide fort, contribue à l'acidification et à l'eutrophisation des milieux aquatiques et terrestres. En effet, les polluants atmosphériques secondaires, sont souvent plus agressifs que les polluants atmosphériques primaires (Lacour, 2001).



7 - Les unités de mesure des polluants atmosphérique

La pollution peut être observée sous différentes formes et chacune de ces formes correspondent à un type d'unité de mesure. Le choix de tel ou tel type d'unité de mesure des polluants atmosphérique, dépend de la nature des polluants, mais la concentration d'un polluant peut être exprimé de manière relative (pour les gaz) ou par unité de mesure (Deletraz, 2002);

- **ppm** ou **ppmv** = partie par million en volume (10^{-6}) soit $1\text{cm}^3/\text{m}^3$, c'est-à-dire sur un million de molécules d'air on trouve une molécule du polluant.

- **ppb** ou **ppbv** = partie par milliard (billion en anglais) en volume (10^{-9}) soit $1\text{mm}^3/\text{m}^3$.

- **ppt** ou **pptv** = partie par trillion en volume (10^{-12}), unité rarement employée pour la concentration des polluants atmosphérique (Daniel, 2000).

Pour les gaz et les particules en emploi souvent;

- **mg/m³** = 10^{-3} g par m^3 d'air (milligramme).

- **µg/m³** = 10^{-6} g par m^3 d'air (microgramme).

- **ng/m³** = 10^{-9} g par m^3 d'air (nanogramme).

A petite échelle, la quantité des polluants émises dans l'atmosphère est souvent exprimée en Mt/an (millions de tonnes par an), cependant, en ce qui concerne la pollution automobile on mesure la masse moyenne émise en gramme par véhicule pour 1 km (g/km), généralement, c'est l'unité de mesure utilisée pour le poids lourds (Deletraz, 2002).

Tableau 1 : La durée de vie indicative de certains polluants dans l'air (Lacour, 2001).

Les polluants	Durée des polluants dans l'air
CH ₄	Année
CO	Mois
SO ₂	Jours à mois
OZONE	Quelques jours
COV	Heurs à jours
Aérosols 1-10µm	Minutes à jours
Aérosols 1 µm	Jours à semaines

8 - Les différentes formes de la pollution atmosphérique

Il existe deux formes de la pollution atmosphérique (Benyamina, 2008):

8.1 - La pollution physique

C'est la pollution de l'air, due à la présence des particules très fines solides ou liquides en suspension dans l'air, leurs propriétés physiques et chimiques sont plus complexes que celles des molécules des gaz, en effet, les particules se distinguent des molécules par leurs propriétés physiques et chimiques (Fantan, 2004).

Les différentes particules présentes dans l'air, sont caractérisées par une hétérogénéité de la composition chimique en lien avec la diversité des sources d'émission. Cette diversité peut s'exprimer de différentes origines: les particules d'origines naturelles (éruption volcanique), ou anthropique (incinération, circulation automobile, industrie), de nature biologique (virus, bactéries, champignons microscopiques, pollens) ou non vivantes avec structure fibreuse ou non fibreuse, ces dernières constituent l'essentiel des particules en milieu urbain (Petit et al., 1990).

8.2 - La pollution chimique

La pollution chimique de l'air, est due à la présence de gaz variés dans l'air qui peuvent entrer en réaction d'abord entre eux et entre les composants normaux de l'air, pour former des nouveaux composés, comme le cas des polluants atmosphériques primaires. Il faut signaler, que les activités humaines ont modifié considérablement les quantités de gaz polluants dans l'air (Fantan, 2000). Cependant, en raison de la grande diversité de gaz présents dans l'air, plusieurs systèmes de classification sont développés, ils sont basés soit sur les caractéristiques des gaz ou encore sur leurs toxicités (Deletraz, 2002).

9 - Les sources des polluants atmosphériques

Il existe généralement deux grandes sources des polluants atmosphériques;

9.1 - Les sources naturelles (non anthropiques)

Il s'agit des sources qui ne sont pas liées aux activités humaines. Parmi ces sources, on peut distinguer les sources biogéniques (liées à la présence d'organismes vivants) et les éruptions volcaniques (dégagent très importantes quantités de produits soufrés). La biosphère, produit naturellement des gaz et des particules qui se trouvent dans l'atmosphère, c'est le cas des particules liés à l'érosion éolienne (Fantan, 2004).

Ainsi, plusieurs composées organiques volatiles, sont émis par les végétaux et ils sont regroupés en plusieurs familles: l'isoprène et le pyrène (responsable de l'odeur des forêts de Pin), ces émissions sont essentiellement en fonction du type de végétaux, de l'intensité lumineuse et de la température ambiante. La proportion de COV d'origine naturelle varie donc selon les pays « En Finlande, les COV d'origines naturelles, sont de 71% et celles d'origine trafic routier sont de 11 % » (Degobert, 1992). Or, les zones humides telles que les marais, les tourbières ou les lacs peu profonds, produisent de méthane (CH_4), ce dernier est émis aussi par les ruminants et les déjections. Enfin, le NO et d'autres substances azotées (N_2O), sont émis par l'activité bactérienne du sol (Degobert, 1992).

9. 2 - Les sources anthropiques

Les sources anthropiques des polluants atmosphériques, sont liées directement aux différentes activités humaines. Parmi les sources anthropiques, on distingue les sources fixes (les unités industrielles), et les sources mobiles (trafic routier). Parmi les sources fixes : les raffineries, les unités de production de fer ou d'acier supérieures à 3 t/an, les usines de pâte à papier de capacité supérieure à 1000 t/an, les usines de production de voitures ayant une production supérieure à 100000 unités/an et toutes les usines émettant plus de 1000 t/an de SO_2 , NO_x ou COV et plus de 300000 t/an de CO_2 (Fantan, 2004). Les principales sources anthropiques de la pollution de l'atmosphère sont ;

9. 2. 1 - L'industrie

Les activités industrielles sont responsables en grande partie de la pollution de l'air, surtout l'industrie chimique et l'industrie basée sur la combustion. Parmi les branches de l'industrie chimique les plus polluantes (la production des acides, de soufre, d'azote, ...,etc) (Fantan, 2004). Ainsi, les industries basées sur la combustion sont considérées parmi les industries les plus polluantes car elles dégagent dans l'air des grandes quantités de CO_2 et d'autres polluants toxiques (l'oxyde de carbone, les particules solides, les oxydes d'azotes, les sulfates...).

En Algérie, la pollution atmosphérique est liée principalement à deux grandes sources : l'industrie et le trafic routier (Gaci et Yahiaoui, 2004).

9. 2. 2 - Les déchets ménagers

L'incinération des ordures ménagères, apparaît comme un procédé permettant une réduction de 70 % de la masse et de 90 % du volume (Le Floch, 2004). Cependant, le traitement thermique des déchets, n'élimine pas les polluants contenus dans les ordures ménagères et qui se retrouveront par la suite dans les résidus de l'incinération. Certaines résidus solides, sont récupérés et valorisés pour certaines industries et sont considérés comme des déchets ultimes pour d'autres (cendres volantes), déposés en décharge en fonction de leurs caractères dangereux et toxiques. Les fumées produites lors de la combustion des ordures ménagères, subissent normalement un traitement d'épuration avant d'être émises dans l'atmosphère. Cependant, la totalité des polluants contenus dans les effluents gazeux des unités d'incinération des ordures ménagères, ne sont pas éliminés. Ces émissions atmosphériques sont composées de 99% de dioxyde de carbone, de vapeur d'eau, d'oxydes d'azote et d'autres gaz (le monoxyde de carbone, les oxydes de soufre, le monoxyde d'azote, l'acide chlorhydrique, les particules en suspension, les composés organiques volatiles, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les composés organochlorés) (Le Floch, 2004).

En Algérie, la pollution de l'air liée aux déchets ménagers, est engendrée principalement par l'incinération de ces déchets, et par les odeurs provenant des déchets accumulés dans les décharges (Belfarhi, 2011).

9. 2. 3 - Le trafic routier

La qualité de l'air en milieu urbain continue d'être affectée majoritairement par le trafic automobile. En effet, en Algérie la consommation de carburant (essence + gasoil + GPL), c'est la principale source d'émission des polluants d'origine trafic routière. Cela est dû particulièrement à l'ouverture du marché d'automobiles qui a permis l'installation en Algérie de nombreux concessionnaires de véhicules, et d'autre part, l'utilisation prédominante du mode de transport routier tant pour le transport des personnes que pour le transport des marchandises (Gaci et Yahiaoui, 2004). En outre, les substances émises par le trafic routier, sont très nombreuses et forment à proximité des routes un véritable cocktail de polluants de l'air. Si les émissions industrielles ont diminués, par contre celles dues aux transports sont augmentées, malgré les progrès effectués sur les moteurs et les réglementations toujours plus contraignantes pour les constructeurs (Fontan, 2004). Comme le cas de l'acide nitrique (HNO_3), émis directement par les véhicules diesels (Malbreil, 1997), et le NO_2 (gaz aux propriétés fortement oxydantes) est liées

principalement au trafic routier (Nicolas et *al.*, 2002). Il existe quatre formes de la pollution de l'air d'origine trafic routier (Pagotto, 1999; Durand, 2003) :

9. 2. 3. 1 - La pollution chronique

La pollution chronique, c'est l'ensemble des polluants liés à la circulation des véhicules et aux équipements de la route, il comprend ;

- L'usure de la chaussée,
- L'abrasion et la corrosion des métaux constitutifs de véhicules (freins, carrosserie),
- L'usure des pneumatiques et des pots catalytiques,
- L'émissions dues aux gaz d'échappement,
- La corrosion des barrières de sécurité et des panneaux de signalisation.

De ce fait, la nature des polluants liés à la pollution chronique d'origine trafic routier est très variable et même le sol à côté des routes et les eaux de ruissellement, peuvent être contaminés aussi bien par les éléments métalliques (pb, cd, zn, cu,...etc), que par les hydrocarbures, les huiles et les caoutchoucs (Pagotto, 1999). Ainsi, la pollution chronique est fortement influencée par l'évolution du parc automobile, de la nature des carburants, de l'infrastructure routière et de la densité du trafic et bien que d'autres facteurs interviennent aussi, notamment le climat et la topographie, ont un effet direct sur ce type de pollution (Durand, 2003).

9. 2. 3. 2 - La pollution accidentelle

La pollution accidentelle, est consécutive à un accident de la circulation au cours duquel des matières dangereuses transportées, sont déversées sur la chaussée et ses abords, bien que de nature potentiellement diverse, la pollution accidentelle implique le plus souvent le transport des hydrocarbures (Pagotto, 1999).

9. 2. 3. 3 - La pollution saisonnière

La pollution saisonnière, est due principalement à la maintenance hivernale des routes, tel que les fondants chimiques utilisés en cas d'enneigement ou de verglas, le plus souvent du sel (chlorure de sodium) sous forme pure ou en mélange avec du sable. Ce déverglageage, est nécessaire au maintien des bonnes conditions de circulation, présente des risques pour l'environnement car les sels épandus peuvent ainsi apporter de petites quantités de métaux, augmenter la corrosion des surfaces métalliques (véhicules et

glissières de sécurité) et favorisent la mobilité des éléments traces métalliques dans le sol (Pagotto, 1999).

9. 2. 3. 4 - La pollution temporaire

La pollution temporaire ou saisonnière est liée aux travaux de construction de la route (les poussières, les huiles, fuites d'hydrocarbures, les gaz d'échappement des d'engins). En effet, lors de la construction et du terrassement des routes, d'importantes quantités de matériaux, sont mobilisées et des grandes surfaces, sont défrichées et laissant momentanément la terre à nu, ces surfaces subissent par la pluie des ravinements et des érosions surtout dans les secteurs avec forte pente.

Les eaux de ruissellement qui en résultent, sont essentiellement chargées en matières en suspension d'origine minérale et des polluants métalliques liées aux véhicules (Pb, Zn, Cu.....etc) (Pagotto, 1999).

9. 3- Les facteurs influençant l'émission des polluants d'origine trafic routier

Les quantités des polluants rejetées par chaque véhicule sont appelées « émissions unitaires » (Pagotto, 1999). Ces émissions sont la résultante de plusieurs facteurs :

9. 3. 1- Facteurs liés aux véhicules

Les caractéristiques des véhicules ont une grande influence sur les émissions unitaires.

9. 3. 1. 1- Type de véhicule

Il existe des classifications différentes des moyens de transports, mais on peut distinguer les catégories suivantes:

- Les véhicules particuliers.
- Les véhicules utilitaires.
- Les véhicules lourds.

Il faut noter, que plus le véhicule est lourd, plus les besoins énergétiques sont élevés, plus la consommation de carburant augmente et plus les émissions sont importantes. Les émissions de certaines voitures de quatre roue peut atteindre un niveau plus élevé que celui de deux-roues (ou trois roues) de petite cylindrée (Pagotto, 1999).

9.3.1.2 - Type de carburant

Etant données leur très faible part dans le parc des véhicules en circulation, tel que GPL (Gaz de Pétrole Liquéfié), GNV (Gaz Naturel pour Véhicules), gaz de récupération, carburants verts : « biocarburants », électricité et les autres carburant (hydrogène, essence de synthèse), ces carburants font l'objet des mesures pour réduire la pollution automobile. Ainsi, les rejets de particules sont plus forts pour les moteurs Diesel que pour les moteurs à essence (Fantan, 2004).

9.3.1.2.1 - Comparaison entre moteur à essence et moteur diesel

Les véhicules à essence et les véhicules diesels, rejettent des proportions différentes des polluants, les véhicules diesels émettent nettement moins des polluants gazeux primaires que les véhicules à essence, particulièrement pour le CO et les HAP (Pagotto, 1999). Les véhicules à essence équipés d'un pot catalytique, permettent de réduire l'émission des certains polluants, cependant, il faut savoir que le pot catalytique entraîne une surconsommation d'essence (environ 5% d'essence). Ainsi, le pot catalytique fonctionne efficacement que lorsque le moteur est chaud.

Pour faire face à ce problème, certains véhicules récents sont équipés d'un petit catalyseur (catalyseur allumette), placé en sortie du moteur, ainsi des catalyseurs à chauffage électrique au départ sont également proposés. Pour les véhicules diesels un système de dépollution dite « pot d'oxydation », permet de réduire considérablement les émissions des polluants et les mauvaises odeurs, ces systèmes sont déjà montés en séries dans certains pays d'Europe (Pagotto, 1999). En outre, les véhicules diesels, émettent plus de COV par kilomètre, leurs rejets contiennent une forte concentration des COV les plus réactifs (aldéhydes), qui fait que les moteurs diesels, contribuent de manière beaucoup plus importante à la formation d'ozone (Pagotto, 1999). Dans les émissions diesels, une grande partie des HAP légers est adsorbée sur les particules en compagnie de HAP de masse beaucoup plus grande (4 cycle et plus), sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques lourds (Degobert, 1992; Mazoue et Setra, 1994; Cuny, 1995).

9.3.1.3 - L'état d'entretien des véhicules

L'état d'entretien des véhicules, joue un rôle important dans l'émissions issus des véhicules. En effet, un moteur mal entretenu peut produire jusqu'à 10 ou 15 fois plus de polluantes qu'un moteur correctement entretenu. Le réglage tien essentiellement à deux points importants; la composition du mélange air/carburant et le réglage du point d'allumage. En cas d'un manque d'oxygène, la combustion est incomplet et le moteur rejette des grandes quantités de CO et les autres polluants, mais un réglage optimum entraîne l'augmentation de la température du moteur et provoque une baisse des émissions (Pagotto, 1999).

9.3.1.4 - Le vieillissement du parc

L'âge du véhicule, est un facteur très important en émission des polluants. En France, les voitures de plus de 10 ans, représentent 18% des émissions polluantes d'origine routière (Pagotto, 1999). L'âge moyen du parc automobile Français est passé de 5,8 ans en 1980 à 7,3 ans en 2000 (Deletraz, 2002), c'est une évolution d'autant plus significative que le prix des véhicules (en prix réel) a baissé et que le gouvernement par deux fois au cours de la décennie 1990, a mis en place des aides ponctuelles favorisant l'achat de véhicules neufs, pour réduire la pollution liées aux moyens des transports âgées. Cependant, le phénomène de la diésélisation du parc Français est important (4% de diesel en 1980, 38% en 2000), grâce aux avantages portent sur le prix du carburant, ce qui constitué un handicap pour la lutte contre la pollution atmosphérique d'origine trafic routier (Deletraz, 2002). Notons aussi, que les véhicules diesels émettent directement de l'acide nitrique, qui contribue à l'heure actuelle à l'acidification et à l'eutrophisation des milieux (Malbreil, 1997).

9.3.1.5 - Le style de conduite

Un véhicule conduit de manière dite « agressive » (forte augmentation des reports entre les vitesses, accélération, freinage, vitesse volontairement élevée), émettre une quantité de polluant supérieure au même véhicule conduit de manière normale « économique » (Pagotto, 1999). Généralement, les émissions sont plus importantes dans la montée en vitesse, et ils sont variés considérablement selon les conditions de circulation (Pillot, 1997). En effet, les phases d'accélération, la durée des arrêts (moteur en ralenti) ont un grand effet sur le niveau d'émissions. Or, la vitesse, est le paramètre essentiel des émissions surtout lorsque le véhicule est froid (lors du démarrage).

9. 3. 1. 6 - Etat de la route

La route sur laquelle se déplace un véhicule, influence aussi sur les émissions des véhicules, deux paramètres sont à prendre en compte : l'altitude et la pente, les voitures sont réglés pour que les émissions sont minimales au niveau de la mer, elles augmentent considérablement avec l'altitude, à titre exemple les véhicules émettent 4 fois plus de CO en 250m d'altitude (Mazoue, 1994).

D'autre part, la pente qui va souvent de pair avec les hautes altitudes aggrave le niveau d'émission des véhicules, comme le poids ou la limitation de l'aérodynamique la pente oblige le moteur à développer plus de puissance, donc sa consommation augmente et finalement à rejeter plus des polluants (Joumard et *al.*, 1995).

9. 3. 1. 7 - Effet de climat

Lors de démarrage à froid et tant que le moteur n'a pas atteint 70°C, les émissions sont plus importantes (Degobert, 1992). La température de l'air joue donc un rôle majeur, puis qu'elle conditionne la durée qu'il faudra à un moteur pour atteindre la température de démarrage. Le temps de chauffage sera d'autant plus long que la température ambiante est basse. Les émissions des polluants, est supérieures en hivers, mais le dépôt de nombreux polluants gazeux est faible sous l'effet de l'ensoleillement (Lumis, 1973 ; Marklund et *al.*, 1990). Ainsi, le vent en ralentissant où en facilite le déplacement des véhicules, constitue un autre paramètre influençant les émissions. Les rayonnements UV, sont des déclencheurs de la chimie atmosphérique à l'origine de la formation de polluants secondaire (Pillot, 1997).

10 - Les paramètres influençant la qualité de l'air et la dispersion des polluants atmosphériques

La qualité de l'air n'est pas seulement dépendante de la quantité des polluants émis par les sources fixes ou mobiles. Elle est également liée aux conditions climatiques et topographiques du milieu. En effet, les polluants émis dans l'atmosphère par une source de pollution dépendent du vent, de la stabilité de l'atmosphère, du rayonnement solaire, de la turbulence et de la topographie du milieu (Pagotto, 1999).

10.1 - Influence du vent

Le vent est un déplacement de l'air, est donc un facteur de transport des polluants. Il possède une vitesse exprimée en m/s (ou km/h ou noeud) et une direction exprimée en fonction de la rose des vents. En effet, le vent est présent dans les basses couches de l'atmosphère (altitude inférieure à 10kilomètres). Masclet (2005), signale que la présence des obstacles (relief, bâtiments, zone montagneuse), perturbe la direction du vent et la pollution peut alors retourner en arrière et revenir à son site d'origine. Dans l'atmosphère libre le vent est horizontal et uniforme et sa vitesse est constante. Par contre, au niveau de la surface de la terre la direction du vent est constante et sa structure est déterminée par les effets dynamiques, engendrés par le sol et par la stratification thermique de l'air. Les déplacements de l'air sont guidés par des lois thermodynamiques. Si la masse d'air soulevée est plus froide que le milieu entourant, elle sera plus dense et donc descendre à son niveau de départ (atmosphère stable). Si la masse d'air soulevée est plus chaude que le milieu entourant, elle sera plus légère et subir donc une élévation (atmosphère instable). Ainsi, la stabilité d'une masse d'air, dépend de sa température et de l'élévation relative à la température de l'air stationnaire qu'elle traverse (Masclet, 2005).

Selon Masclet (2005), la structure thermique verticale de la troposphère tient une part importante dans le mélange verticale des masses d'air, et par conséquent la dilution des polluants. En situation normale de diffusion dans la troposphère la température diminue avec l'altitude. Cette situation ne freine pas la diffusion verticale des masses d'air, et donc des polluants jusqu'à ce qu'elles atteignent un certain équilibre, c'est-à-dire que la densité de l'air ambiant soit la même que l'air montant. Mais il peut exister des situations d'inversion de température à partir d'une certaine hauteur. Dans cette situation, une couche d'air chaud se trouve au-dessus d'une couche d'air plus froid et joue le rôle de couvercle thermique et l'air pollué qui se disperse vers le haut en situation normale de diffusion, est alors bloqué par cette couche d'air chaud. Ce phénomène contribue à la pollution locale et peut conduire aux pics de pollution.

10.2 - Influence de la topographie locale

La surface terrestre est à l'origine de turbulences atmosphériques, ces turbulences peuvent être d'origine thermique due à l'instabilité thermique des masses d'air, ou d'origine « mécanique » due aux obstacles présents à la surface (Masclet, 2005). Les perturbations de l'air entraînant une dispersion des polluants, s'étendent verticalement

jusqu'à près de trois fois la hauteur de l'obstacle, et horizontalement jusqu'à quarante fois la hauteur dans la zone sous le vent (Masclat, 2005).

C'est donc la taille, la forme, la densité des obstacles et son environnement qui conditionne l'écoulement de l'air à la surface de la terre et leur temps de résidence et les échanges avec la couche limite. Ainsi, dans une rue isolée et ventilée, le temps de résidence d'une masse d'air peut-être de quelques secondes seulement (Masclat, 2005).

10. 3 - Influence de la température

La température agit directement sur la chimie des éléments, surtout dans la formation des polluants secondaire à partir des polluants primaires. D'autre part, l'action des rayons ultraviolets favorise la pollution d'origine photochimique, tandis que le froid diminue la volatilité de certains gaz (Deletraz, 2002). En effet, la température décroît avec l'altitude et l'air chaud contenant les polluants au niveau du sol se déplace verticalement (Masclat, 2005). De ce fait, le réchauffement climatique constitue un autre facteur aggravant la pollution, qu'il faut également prendre en charge puisque la température est augmente.

10. 4 - Influence des précipitations

Masclat (2005), montre que les pluies contribuent à la diminution des polluants par deux mécanismes : le « **rain-out** » et le « **wash-out** ». Le « rain-out » représente l'incorporation des gaz dans le nuage, c'est le cas par exemple des gaz solubles qui se dissolvent dans les gouttes d'eau des nuages « incorporation », donc la pluie entraîne mécaniquement la déposition des polluants sur le sol. Le mécanisme « wash-out » représente le lessivage des particules sous le nuage, en effet, la chute d'une goutte d'eau abat les particules qui se trouvent entre la base du nuage et le sol. Mais il faut noter que, dans la plupart des cas les précipitations entraînent la solubilisation des polluants gazeux au sein de gouttelettes formées autour de fines particules, d'autre part, ils favorisent certaines réactions chimiques pour la formation des polluants secondaires, telle que la formation d'acides comme (HNO_3 , H_2SO_4).

10.5 - Influence de la turbulence

Lesieur (1994), définit la turbulence comme un système dynamique imprévisible, désordonné et faisant intervenir une très large gamme d'échelles spatiales influe la stabilité de l'atmosphère. En effet, la turbulence entraîne le transport des gaz, les particules, les poussières, les fumées et les autres polluants atmosphériques. Dans certains cas la turbulence peut être favorable, lorsqu'elle vient dissiper une pollution résultant par exemple d'une couche d'inversion au dessus d'une ville située dans une cuvette. Elle peut être aussi défavorable lorsqu'elle transporte dans la stratosphère les constituants susceptibles de détruire l'ozone (Lesieur, 1998). Notons aussi, que les grands tourbillons peuvent disperser les polluants plus que les petits tourbillons (Lesieur *et al.*, 2001).

11- Dispersion, transport et dépôt des polluants atmosphériques

La pollution atmosphérique ne connaît pas de frontières, ainsi les polluantes sont transportées sur des distances variables par les mouvements d'air. En effet, si la dispersion est bonne la concentration des polluants reste faible, malgré que les émissions sont importantes, par contre, si la dispersion est mal, les faibles émissions peuvent dégrader la qualité de l'air (Deletraz, 2002). Les principaux processus par lesquels les polluants quittent le compartiment atmosphérique sont (figure 7, 8, 9) :

11.1 - Les dépôts humides

Le dépôt des polluants atmosphériques, terme qui correspond mieux aux divers modes de transfert des polluants de l'air, sous forme solides, liquide ou gazeuse vers le sol et les végétaux (figure 10). Cependant, les dépôts humides proviennent des précipitations (pluie, neige, brouillard), ces dépôts résultent de la solubilisation des polluants gazeux au sein de gouttelettes formées autour de fines particules, ou de l'entraînement mécanique des particules au cours d'événements pluvieux, donc les précipitations permettent le lavage de l'atmosphère par rabattement au sol des polluants (Malbreil, 1997).

Par ailleurs, l'atmosphère est un milieu complexe dans lequel coexistent des espèces gazeuses, des particules solides et des particules liquides, et les interactions entre ces différentes phases sont regroupées sous le terme : chimie multiphasique, mais la chimie en phase homogène gazeuse, est la plus étudiée du fait que les aérosols et l'eau ne représentent qu'une faible fraction en masse du réservoir atmosphérique (Deletraz, 2002). Ainsi, l'importance de la chimie hétérogène sur l'atmosphère a été démontrée ces dernières années

sur la formation des pluies acides, sur la destruction de la couche d'ozone stratosphérique ou encore sur le pouvoir oxydant de l'atmosphère (Desboeufs, 2001).

De façon générale, les dépôts humides désignent l'ensemble des processus traduisant le retrait d'un polluant (solide ou gazeux) de l'atmosphère par la phase liquide, distinguée par le terme « lessivage de l'atmosphère ». A titre d'exemple, les concentrations en zinc et en plomb dans les eaux des précipitations, peuvent atteindre jusqu'à 200 µg/l et de 0,5 à 5 µg/l pour le cadmium (Durand, 2003; Pagotto, 1999).

11.2 - Les dépôts occultes

Ce terme est parfois employé pour distinguer les dépôts humides sous forme de pluies (Mazoue et Setra, 1994). Cependant, les dépôts occultes, concernent le lessivage de l'atmosphère par le brouillard et par la bruine, surtout en montagne où le phénomène de dépôt occulte est fréquent (Jussy, 1998).

11.3 - Les dépôts secs

La déposition sèche ou dépôts secs, correspond au transfert des polluants de l'atmosphère vers un autre réservoir (sol, eaux, végétation), par des processus secs comme par exemple la sédimentation et la diffusion. Par ailleurs, les dépôts secs sont composés de gaz et de diverses particules solides (poussières et aérosols), de taille généralement inférieure à 2 µm, et ils permettent le transfert des polluants depuis l'atmosphère jusqu'à la surface du sol (Jussy, 1998). Cependant, plusieurs facteurs influencent les dépôts secs sur les végétaux, tels que la météorologie, la chimie atmosphérique, la structure de la canopée et la microstructure de la feuille (caractéristiques biologiques et chimiques) (Andersen et Hoymand, 1999).

Les processus de dépôt sec sur les végétaux, peuvent se diviser en trois étapes : la première, est le transfert des gaz de la sous couche turbulente vers la couche laminaire (la couche d'air stagnant de 0,1 à 1mm d'épaisseur), et qui constitue la composante aérodynamique du transfert. La seconde étape, correspond à la diffusion des gaz à travers la couche laminaire. Enfin, la troisième étape, correspond au piégeage (potentiel) des gaz par adsorption sur les surfaces humides ou collantes et/ou par adsorption à travers les stomates (Bey, 1997). Il faut noter, que le taux de déposition sec est plus important au niveau de la forêt et plus encore pour les surfaces d'eau (Asman, 1994; Andersen et Hoymand, 1999). Ainsi, la vitesse des dépôts secs augmente plus ou moins avec la vitesse du vent (Asman, 1994).

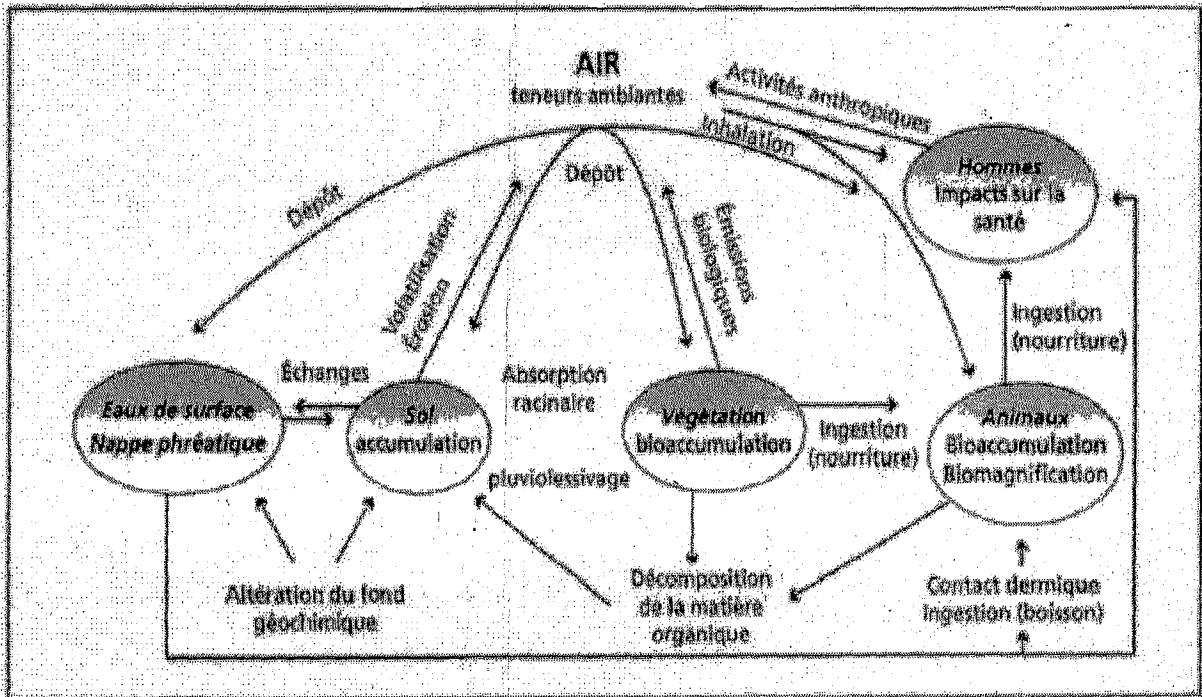


Figure 7 : Emission, transport et dépôt des métaux sous forme particulaire (Gombert et al., 2005)

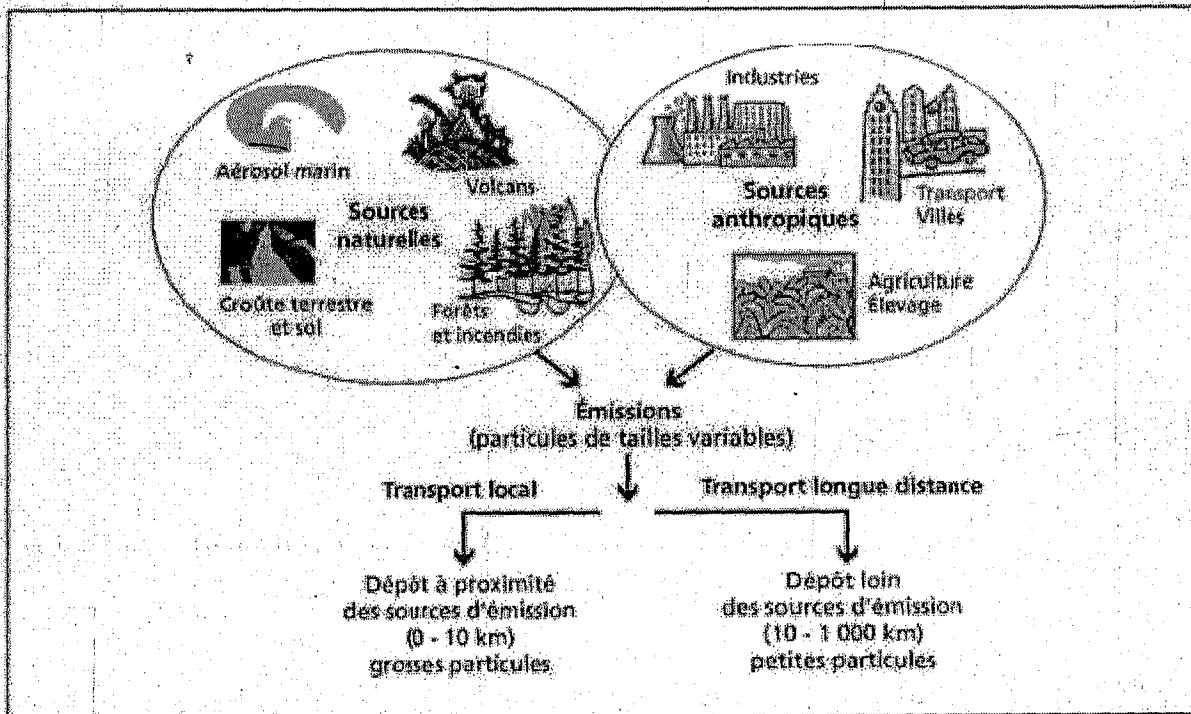


Figure 8 : Transfert des métaux lourds dans l'environnement (Gombert et al., 2005)

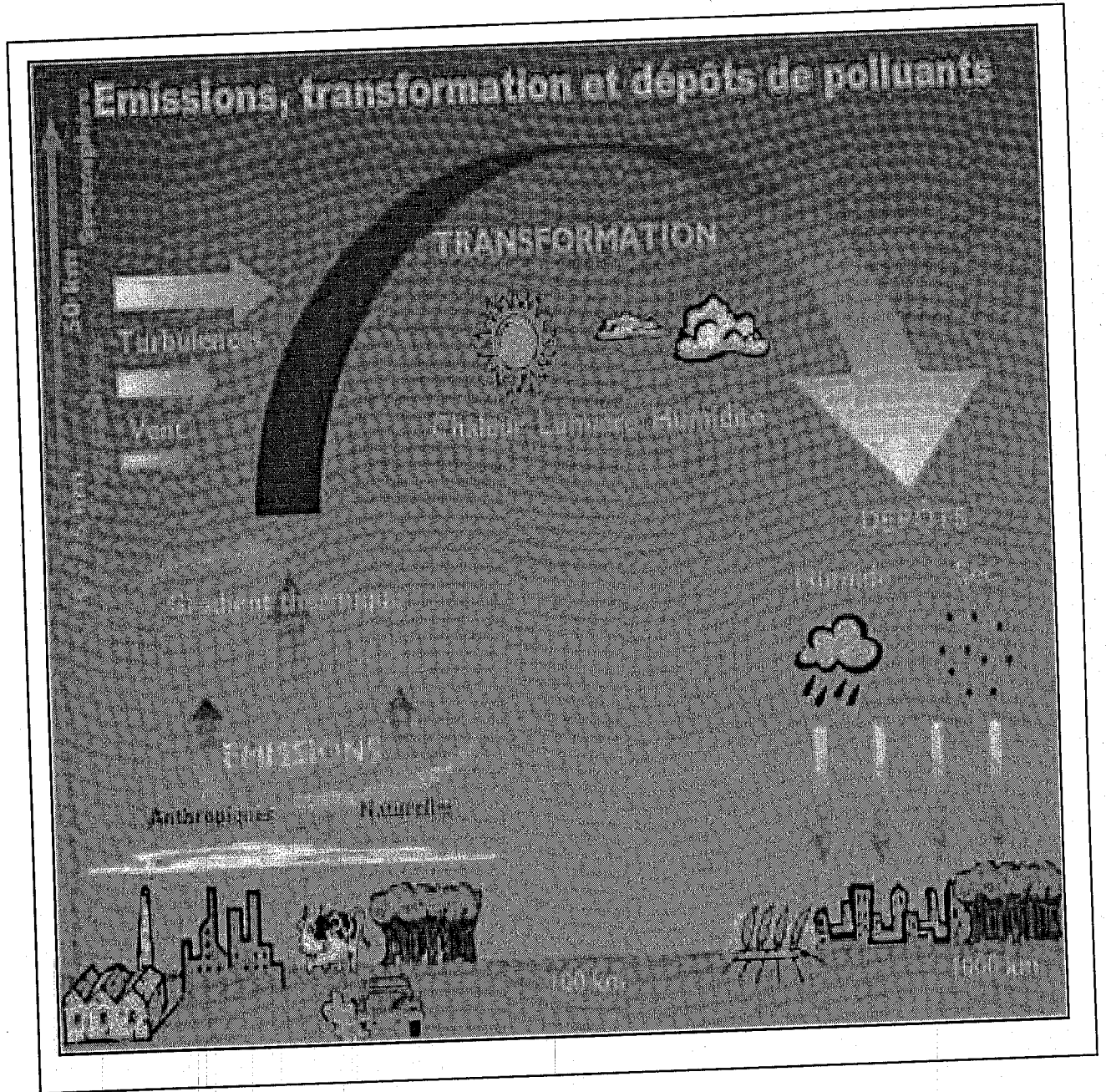


Figure 9: Emissions, transformation et dépôts des polluants atmosphériques

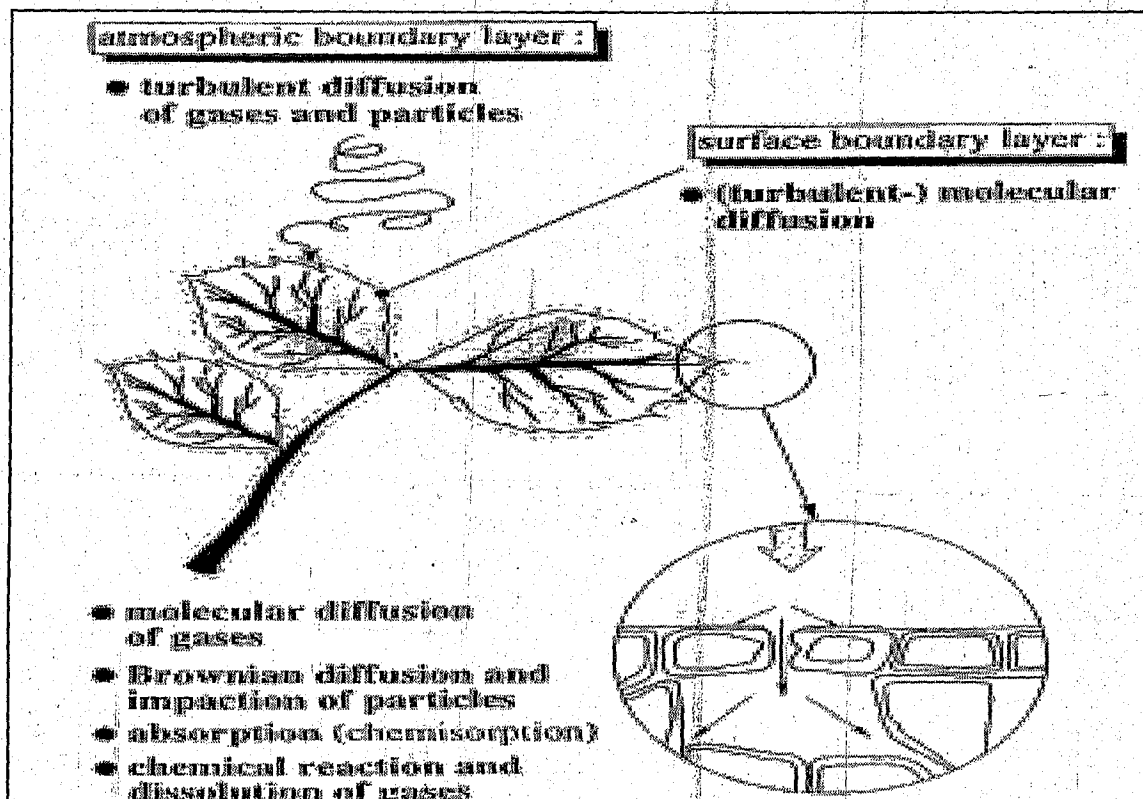


Figure 10 : Processus de déposition et d'assimilation de gaz et de particules (PM₁₀) par la végétation (Meixner, 1994)

11. 4 - La sédimentation et l'enlèvement

Ce terme désigne le dépôt de particules plus grosses sous leur propre poids (force gravitaire), la sédimentation se produit à proximité des sources d'émission (Mazoue et Setra, 1994). Les particules les plus fines, se comportant comme les gaz et peuvent être transportées plus loin et participent à la déposition sèche ou humide.

Par ailleurs, on distingue deux enlèvements: l'enlèvement sec ou « **Dry removal** » en anglais désigne un processus de coagulation et d'agglomération de fines particules sur d'autres particules plus grosses, et l'enlèvement humide ou « **Wet removal** » correspondent à l'absorption de gaz et d'aérosols par les microgouttelettes de neige et de brouillard. Les enlèvements (secs et humides), entraînent la concentration des polluants dans l'air (Mazoue et Setra, 1994).

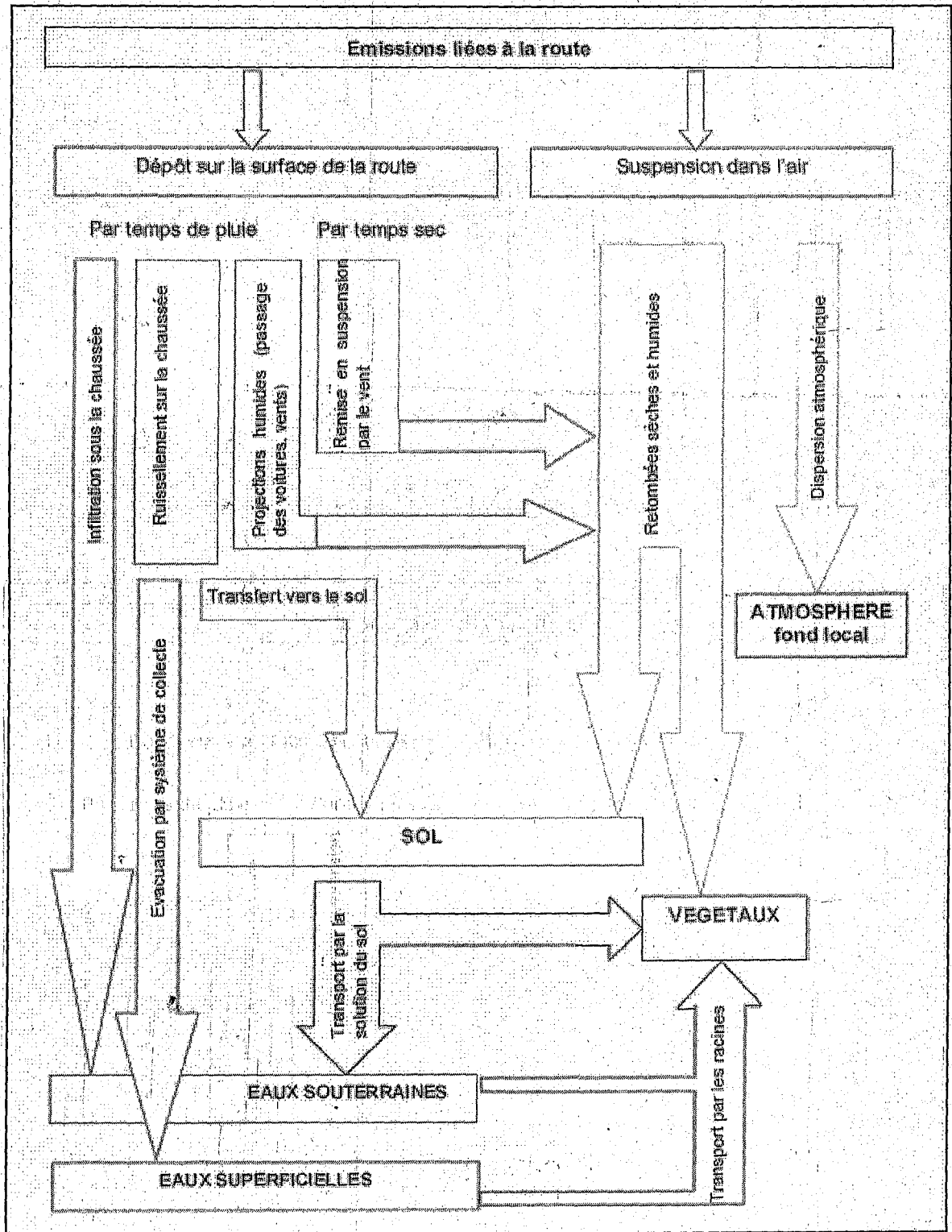


Figure 11 : Les voies de dispersion des polluants émis en milieu routière (Pagotto, 1999)

12 - Les effets de la pollution atmosphérique

12.1 - Les effets sur la santé

Les effets de la pollution atmosphérique, sont d'abord d'ordre sanitaire. Elles touchent en premier lieu les personnes les plus fragiles notamment les jeunes enfants, les personnes âgées et les asthmatiques. En effet, la pollution de l'air, peut affecter diverses régions du corps humain dont les plus touchées sont la peau, les poumons et l'appareil cardiovasculaire. Au niveau de la peau les effets de la pollution sont multiples. Parmi celle-ci il y a d'abord le vieillissement de la peau, induit par l'oxydation des lipides de la peau pour former des radicaux libres. Ces derniers dégradent les éléments structurels de la peau, tels que les fibres de collagène, l'élastine et les polysaccharides, par la suite de ces dégradations les signes de vieillissement apparaissent (Édouard et Revuz, 2009). De nombreuses études épidémiologiques, sont arrivées à établir qu'ils existent des relations entre l'augmentation des niveaux de la pollution dans l'air et l'augmentation de la mortalité par causes respiratoires et cardiovasculaires (Chatignoux et *al.*, 2008). Ainsi, l'asthme est une maladie liée à plusieurs facteurs, dont les plus importants sont les facteurs environnementaux tels que les allergènes et la pollution atmosphérique (Tortora et Grabwski, 2002). Cependant, il apparaît nécessaire de présenter les voies par laquelle les polluants atmosphériques pénètrent dans le corps humain.

12.1.1 - Par voie respiratoire

Par inhalation (voie principale), de nombreux enquêtes épidémiologiques et testes toxicologiques, montrent que les atteintes respiratoires (irritation des muqueuses des voies aériennes et augmentation de certaines pathologies comme l'asthme, bronchiolites, allergies...etc.), sont plus fréquent dans les zones de forte pollution atmosphérique et les particules pénètrent plus ou moins selon leur taille. Généralement, la teneur en particules ($PM_{2,5}$), est plus élevée dans les alvéoles que dans les autres parties de l'appareil respiratoire (figure12). Cela est expliqué par leurs diamètres faibles, qui permettent leurs pénétrations profondes dans l'appareil respiratoire sans être éliminées (Katsouyanni, 1996). Les particules (PM_{10}), sont plus élevées au niveau du nez et du pharynx, cela est expliqué également par leur diamètre élevé, qui empêche leurs pénétrations dans la profondeur de l'appareil respiratoire, elles sont moins nocives que les $PM_{2,5}$ car elles peuvent être éliminées par le nez.

Par ailleurs, certains polluants toxiques comme les insecticides, pouvant traverser la peau pour pénétrer directement dans l'organisme et provoquer des pathologies (Katsouyanni, 1996). Notons aussi, qu'il existe un lien entre l'exposition au NO₂ et les symptômes respiratoires (Studnicka et al., 1997 ; Zemp et al., 1999), cette association est surtout marquée dans les zones avec fort trafic routier et les zones exposées à la pollution de l'air du à l'industrie pétrochimique. Ainsi, l'augmentation de NO₂ dans l'air entraîne des allergies pour les animaux domestiques (Pattenden et al., 2006).

12. 1. 2 - Par voie digestive

La consommation d'aliments (fruits, légumes) ou même de l'eau contaminé par les polluants atmosphériques (pesticides, métaux lourds.....etc.), permet aussi la pénétration des polluants à l'intérieur du corps humain. Cependant, la contamination des végétaux provient avant tout des parties aériennes, qui constituent souvent le début des chaînes alimentaires avec tous les problèmes que cela peut entraîner, en particulier au niveau de la santé humaine (Maatoug et al., 2007).

12. 2 - Les effets sur les matériaux

Les matériaux, sont aussi affectés par la pollution de l'air, notamment la pollution acide (liées au SO₂), qui entraîne le plus souvent la dégradation des édifices, des monuments historiques et des façades des immeubles. Il s'agit bien souvent de la décomposition de certaines pierres calcaires sous l'effet des acides. Selon Fantan (2004), la pollution atmosphérique met en danger notre patrimoine culturel et occasionne d'onéreux travaux de ravalement de façade.

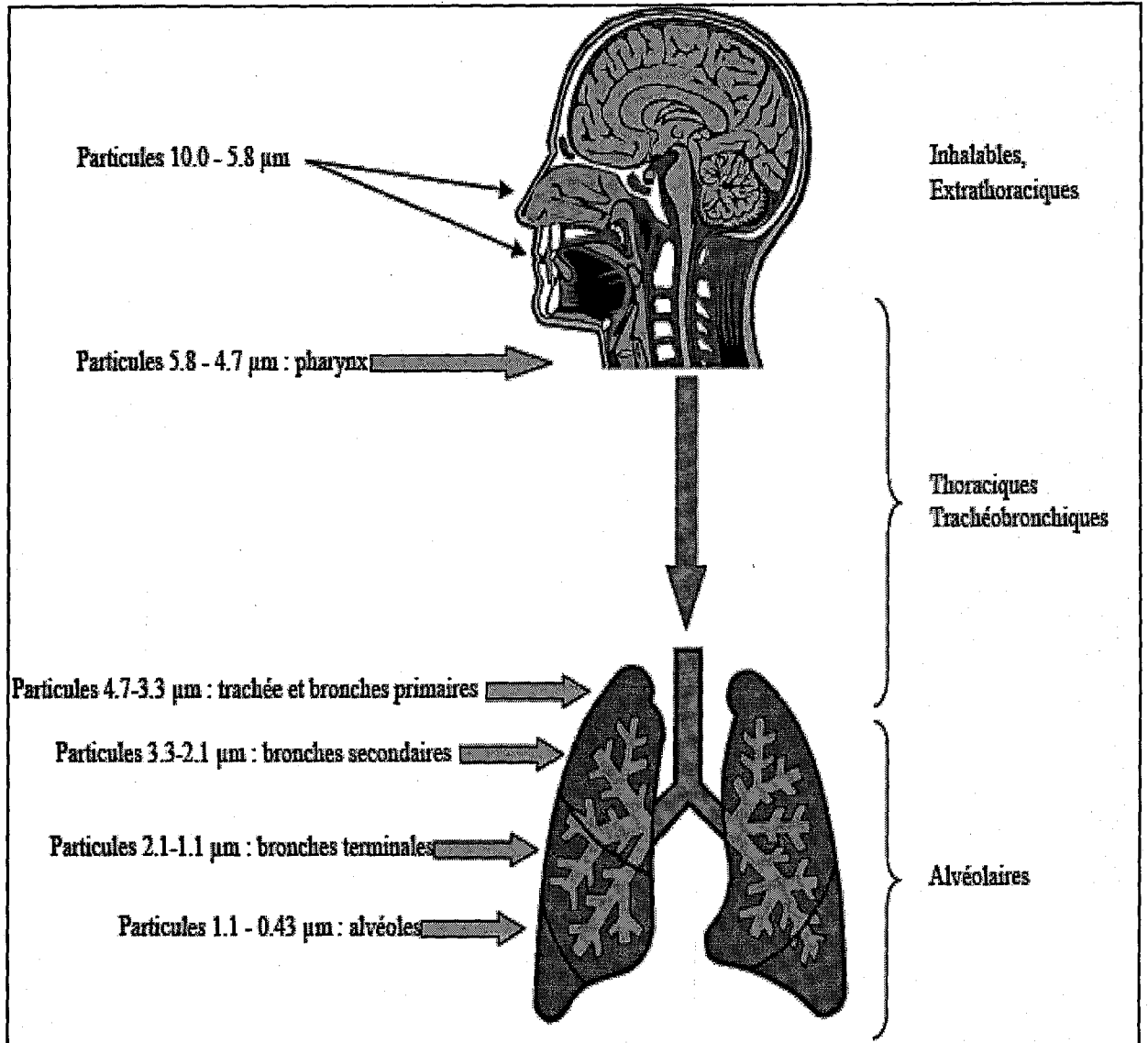


Figure 12: Illustration de la pénétration des particules dans le système respiratoire en fonction de leur taille (Anonyme, 2001)

12. 3 - Les effets sur l'environnement

12. 3. 1 - Les pluies acides

Les pluies acides, constituent la forme de pollution la plus nocive pour les plantes et le sol car ces pluies agissent sur le sol et augmente son acidité et l'acidité du sol peut avoir des conséquences graves sur les plantes, comme la diminution de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol et par conséquent la perte des éléments minéraux nutritifs, ainsi l'augmentation de la solubilité de certains minéraux, qui sont devenus toxique c'est le cas de l'aluminium qui bloque le métabolisme des plantes (Corbaz, 1990).

Le dioxyde de soufre et les dioxydes d'azotes, sont les principales causes de pluies acides. Ces deux polluants se trouvent dans les nuages et les précipitations parfois sur des grandes distances de leur source émission (pollution transfrontière à longue distance). D'autres polluants peuvent contribuer aux pluies acides, notamment l'acide chlorhydrique émis par l'incération de certains déchets de plastique ou l'ammoniac lié aux activités agricoles. Les pluies acides, modifient les équilibres chimiques des milieux récepteurs en particulier lorsque ceux-ci sont déjà acides. Ce qui entraîne des effets néfastes sur la faune et la flore. Les dépôts acides, peuvent endommager les feuilles, l'écorce et affectent également les racines des plantes, réduisant leur capacité à se nourrir et à se protéger contre les maladies et les parasites. En effet, les arbres les plus touchés par les pluies acides, sont les conifères et les résineux et l'impact de l'acidification apparaît d'autant plus sensible que d'autres facteurs intervient en synergie (pauvreté du sol, sécheresse, pollution par l'ozone,....etc) (Fantan, 2004).

Les pluies acides, affectent également la transparence de l'air et diminuent la visibilité, ils détériorent ainsi le patrimoine bâti et provoquent l'apparition des zones blanches, puis grises et mêmes noires sur les pierres attaquées par les acides (Bannery, 1997).

12. 3. 2 - Effet de serre et changement climatique

La pollution atmosphérique, joue un rôle important dans le phénomène du réchauffement climatique. En effet, l'étude de Colbeck (1995), montre que les particules en suspension dans l'atmosphère, pouvant avoir une influence sur le bilan radiatif (différence entre rayonnement solaire incident et réfléchi). Ces particules agissent par deux manières sur le bilan radiatif de l'atmosphère ;

- Par effet direct des aérosols, qui dépend de leur qualité et de leurs propriétés optiques. Les aérosols, diffusent la lumière solaire et renvoient vers l'espace une partie du rayonnement solaire avant qu'il ne participe au réchauffement de la terre.

- Par effet indirect par le biais des nuages et des aérosols servent de « noyaux de condensation » pour la formation des nuages.

L'augmentation des particules en suspension dans l'atmosphère, accroît le nombre de gouttes, réduisant leur taille moyenne et donc leur capacité à précipiter, ce qui entraîne une réduction de la quantité de radiation arrivant sur la terre et une suppression des précipitations (Lindfors, 1995).

De façon générale, les polluants atmosphériques exercent un « forçage négatif » sur le bilan radiatif, en diminuant l'apport global en énergie solaire. Fantan (2004), signale que malgré les accords de Kyoto, la diminution des émissions de gaz à effet de serre, n'est pas encore atteinte et la concentration de ces gaz va continuer à augmenter significativement dans l'atmosphère.

12. 3. 3 - Destruction de la couche d'ozone

Les chlorofluorocarbures (CFC), sont considérés aujourd'hui parmi les principales causes de la destruction de la couche d'ozone stratosphérique, même pour des très faibles teneurs (10 ppm) (Fantan, 2004). Cette couche, permet de filtrer à l'extérieur les rayonnements ultraviolets (UV), néfastes pour les organismes vivants. En effet, la réduction de la couche d'ozone stratosphérique entraîne aussi le réchauffement climatique (Fantan, 2004).

12. 4 - Les effets sur le sol

Les effets des polluants atmosphérique sur le sol, sont très graves dans le cas des dépôts sec ou humides de métaux lourds d'origine trafic routière, ces métaux peuvent causer la perte des éléments nutritifs du sol, même pour les métaux qui font partie des éléments essentiels pour la croissance des plantes, deviennent rapidement toxiques s'ils sont présents en excès. Dans les sols acides, les métaux d'origine trafic routier, passent sous forme ionique dans les solutions du sol c'est-à-dire ils deviennent bio-disponibles avec des concentrations élevées pour les plantes. Il a été montré que des concentrations d'aluminium supérieures de 50 à 80 $\mu\text{mol/l}$ dans les solutions du sol, deviennent très toxiques pour les jeunes pousses d'Épicéas (De Wit et al., 2001; Boudot et al., 1995). Il faut noter aussi, que les pluies acides modifient le pH du sol et réduisent sa fertilité.

12. 5 - Les effets sur les végétaux

L'impact de la pollution atmosphérique sur la végétation est connu depuis l'antiquité. En effet, en 1920, le botaniste Breton a démontré l'action néfaste des fumées sur le développement de la végétation cryptogamiques, les lichens en particulier (Lieutaghi, 1972). Dans les années 1950, les scientifiques ont fait remarquer que des plantes exposées à des niveaux élevés de fluor, de dioxyde de soufre, d'azote et de chlore, présentent des nécroses et des chloroses (Braun et Flückiger, 1995). En 1991, un agronome Anglais (Oliver), avait observé et expérimenté en serre les effets néfastes du smog sur les plantes, il constate qu'un brouillard dense chargé des substances chimiques rejetés par les cheminées des usines et des immeubles, porte la même action sur les végétaux que celle de l'acide sulfurique. Les végétaux subissent les agressions de la pollution atmosphérique de manière continue, les atteintes peuvent être perceptible et se traduisent par une dégradation de la chlorophylle, provoquant un jaunissement des feuilles ou des aiguilles qui se détachent par la suite, ou même une réduction du nombre des fleurs. Elles peuvent aussi se manifester de façon plus diffuse en exerçant sur la végétation un ralentissement de la croissance, entraînant au niveau des cultures une perte importante du rendement. A titre d'exemple, au début des années 90, les pertes du rendement de Blé tendre en Ile-de-France dû à l'ozone, étaient comprises entre 10 et 25% (Braun et Flückiger, 1995).

Les végétaux, étant les maillons importants des écosystèmes en tant que producteurs primaires, une atteinte de la végétation a des conséquences sur l'ensemble des écosystèmes. Cependant, certaines espèces comme le Mélèze ou le Tabac, apparaissent très sensibles à la pollution atmosphérique par opposition à d'autres espèces comme l'Épicéa ou le Chêne pédonculé, qui sont moins sensibles (Braun et Flückiger, 1995). Pour la plupart des polluants atmosphériques, les symptômes visibles et leurs effets sur les végétaux, comprennent une diminution de la croissance et des poids frais et sec (Woodbury et al., 1994; Braun et Flückiger 1995), des changements morphologiques (rapport « tiges/racines », une diminution des distances internodales (Arb et Brunold 1990; Casano et al., 1994; Woodbury et al., 1994), une diminution de la production de graines (Janakiraman et al., 1975; Scotti et al., 1994), une altération de la pigmentation chlorophyllienne (Knudson et al., 1977; Arb et al., 1990).

Par ailleurs, au niveau biochimique les effets concernent des changements dans l'activité des certaines enzymes (peroxydases, superoxyde dismutase, glutathion réductase) (Schulte-Hostede et *al.*, 1988; Treshow et Anderson 1989; Bowler et *al.*, 1992; Castillo, 1992; Bender et *al.*, 1994), des changements de la concentration des certaines composés (acides aminés) (Bender et *al.*, 1994; Holopainen et *al.*, 1994; Ekeberg et *al.*, 1995). Ainsi, des perturbations membranaires et des changements de la concentration des ions de calcium, de potassium et de sodium (Scotti et *al.*, 1994).

Bien qu'il soit difficile de généraliser la façon dont les divers polluants interfèrent avec les processus métaboliques, il existe entre eux plusieurs points communs. Tous les polluants gazeux, pénètrent par les stomates vers les espaces intercellulaires. Il est connu qu'ils peuvent changer la conductance stomatale directement en affectant les cellules de gardes, ce qui altère la photosynthèse (Chakhparonian, 1995). D'autre part, leurs effets directs sur la photosynthèse, peuvent entraîner des perturbations du contrôle de la conductance stomatale par l'effet de rétroaction du CO₂. Les polluants, peuvent se dissoudre dans l'eau de surface des cellules en affectant le pH cellulaire et les parois des cellules de mésophylle. En effet, la paroi polysaccharidique étant relativement inerte, l'élément le plus touché reste la membrane cellulaire et notamment les protéines intermembranaires (Chakhparonian, 1995). Les effets des différents polluants atmosphériques ne sont pas limités à la membrane cytoplasmique, mais atteignent aussi les organites cellulaires dont les chloroplastes, sont les plus frappés, la membrane thylakoïdienne est visiblement la plus sensible et les conséquences les plus désastreuses pour la plante sont : les changements irréversibles des enzymes, des protéines et surtout de l'ultra structure des organites cellulaires, entraînant la désorganisation de l'appareil photosynthétique et par la suite tous les autres processus métaboliques, sont également détériorés, ce qui conduit à l'endommagement de la plante même si les symptômes ne sont pas apparents (Chakhparonian, 1995). En fin, il faut noter que les plantes exposées à la pollution atmosphérique, sont plus sensibles aux maladies et aux attaques parasitaires.

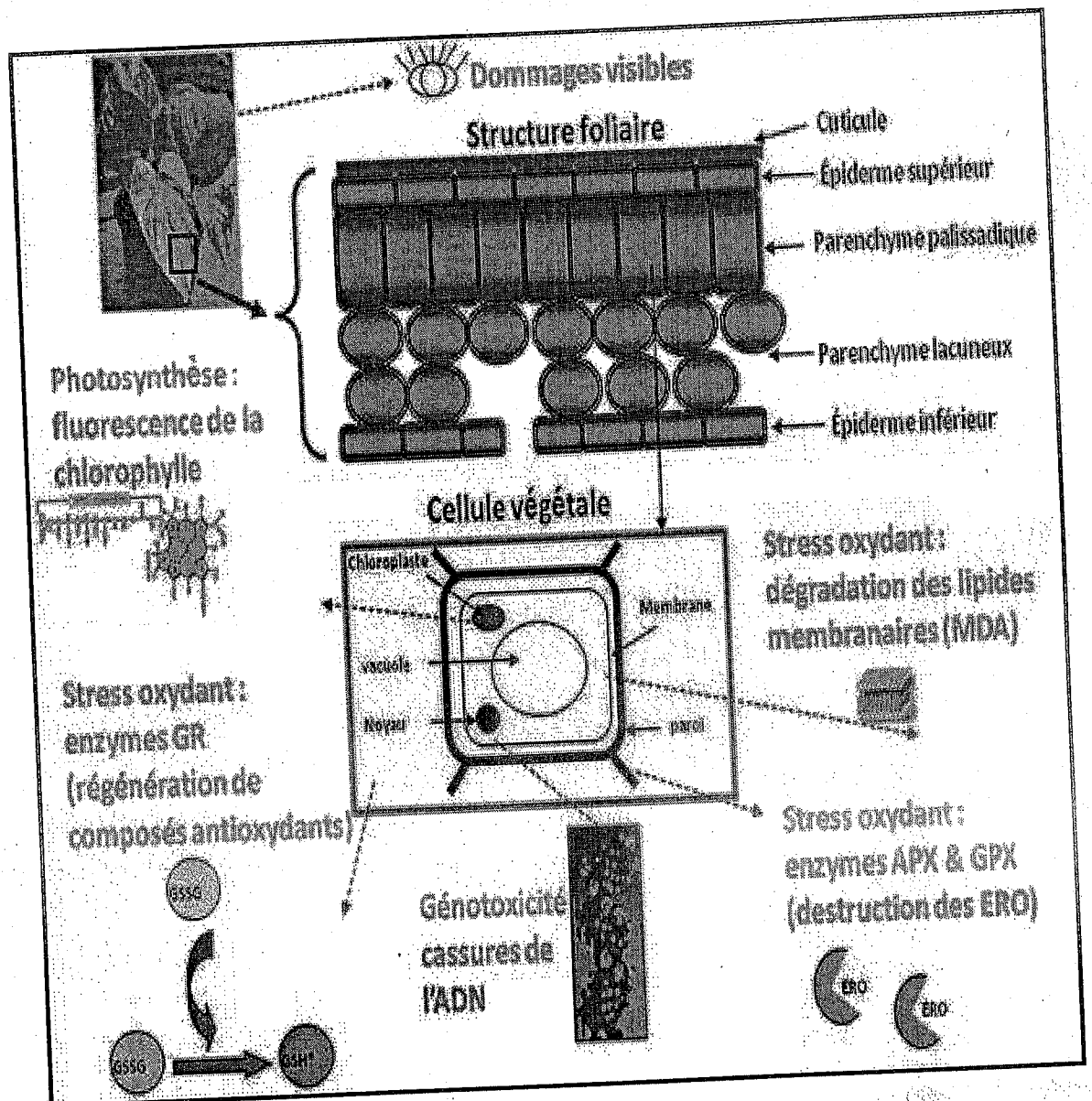


Figure 13 : Les effets des polluants atmosphériques sur les feuilles (Cuny et Rzepka -Cuny, 2009)

Chapitre II

La bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique

Chapitre II

La bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique

1 - La bio-surveillance

Selon Moriarty (1999), tous les composés ou éléments chimiques libérés dans l'atmosphère, résultent principalement des activités humaines et qui peuvent causer des dommages chez les organismes vivants, sont considérés comme des polluants de l'air. Ainsi, les zones enclavées à atmosphère peu renouvelée comme les écosystèmes urbains, sont les plus touchées par la pollution de l'air. À l'heure actuelle, le problème de la pollution a pris une importance de plus en plus grande, aux plans environnementaux sanitaires, économiques et politiques. Dans l'environnement, les polluants entraînent des perturbations au niveau des êtres vivants (faune et flore) et des compartiments abiotiques fondamentaux (eau, sol, atmosphère). En effet, il existe de nombreux appareils pour mesurer la concentration des polluants dans l'atmosphère (capteurs de SO₂, NO₃,.....). Leurs variétés permettent de mesurer que les concentrations momentanées à travers des mesures directes ou par échantillonnage passif. Cependant, il est difficile de multiplier les points de mesures, car les capteurs utilisés étant très coûteux et leur utilisation est actuellement restreinte à certains polluants et il existe un risque de contamination lors de la détermination des concentrations. Ainsi, il est insuffisant de connaître la concentration des polluants dans l'air car leurs effets sur les êtres vivants ne sont pas étudiés. A ce sujet Chakhparonian (1995), signale que les méthodes physico-chimiques utilisées dans la détection de la pollution de l'air ne permettent pas d'estimer les effets cumulés dans le temps ni les effets synergiques ou antagoniques de plusieurs polluants, lorsque les concentrations de chacun d'eux sont connues.

Conscient de tous ces problèmes, les spécialistes en pollution atmosphérique ont été orientés vers l'utilisation des organismes vivants (végétaux et animaux), dont l'observation peut apporter des informations complémentaires. En effet, pour évaluer l'impact de la pollution atmosphérique due à un polluant déterminé, plusieurs systèmes biologiques ont été proposés. Généralement, la qualité de l'air peut être contrôlée par la mesure directe des polluants dans l'air ou par leurs dépôt sur le sol ou par la bio-surveillance (ensemble de méthodes fondées sur l'observation des altérations fonctionnelles des êtres vivants, dus à la pollution de l'air) (Markert et *al.*, 2003). Ainsi, la bio-surveillance donne des informations sur la quantité des polluants et leurs effets sur les organismes qui sont en contact direct avec la pollution.

La bio-surveillance, se définit comme « l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisations (biologiques, moléculaires, biochimiques, cellulaires, physiologiques, tissulaires, morphologique et écologiques), d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement » (Garrec et Van Haluwyn, 2002). En effet, sous le vocable « bio-surveillance », se présente un ensemble d'outils biologiques développés pour la surveillance d'un milieu donnée. La bio-surveillance de la qualité de l'air, prend en compte des aspects relatifs à la pollution atmosphérique surveillé à l'extérieur (dépôts), mais aussi, la pollution à l'intérieur des locaux. En France, les premières études sur la bio-surveillance, reflètent les préoccupations de l'époque en matière de suivi des polluants comme le fluor, le chlore et le plomb. Ces études de bio-surveillance, ont permis d'établir une corrélation entre les concentrations des polluants accumulés dans les organismes vivants et les niveaux dans l'air.

En effet, la surveillance de la qualité de l'air peut être mise en oeuvre par des méthodes biologiques, qui consistent à utiliser les propriétés d'un organisme vivant ou d'une partie de celui-ci, pour obtenir des informations sur la présence, la nature et la quantité des polluants. Ces propriétés, sont liées à la réaction de l'organisme vis-à-vis d'un type de polluant, mais l'organisme va réagir ou ne pas réagir par rapport au polluant. Autrement dit, le polluant a un effet ou non sur l'évolution de l'organisme. Si le polluant a un effet, il modifie le comportement des organismes exposés aux épisodes de pollution continue ou accidentelle. Les polluants, peuvent être nuisibles pour certaines espèces mais bénéfiques pour le développement des autres espèces jusqu'à un certain seuil de concentration. Par exemple, un apport azoté dans l'air entraîne la pullulation des lichens dits nitrophiles (*Xanthoria parietina*). Au contraire, un excès de SO₂ dans l'air, fait disparaître certaines espèces de lichens (*Buellia punctata*, *Lecanora conizaeoides*) ou des mousses (*Hypnum cupressiforme*, *Grimmia pulvinata*) (Garrec et Van Haluwyn, 2002). De façon générale, la pollution de l'air est révélée soit par l'apparition de symptômes caractéristiques de la pollution (lésions, taches sur les feuilles, nécrose.....) chez les organismes vivants, ou par l'absence des espèces caractéristiques des milieux.

Par ailleurs, les protocoles utilisés en bio-surveillance au départ, sont développés au fil des années par les chercheurs, puis appliqués fréquemment sur le terrain par des praticiens de la surveillance de la qualité de l'air, comme les associations agréées pour la surveillance de la qualité de l'air en Europe. La bio-surveillance est aussi un outil d'aide à la décision en matière de santé humaine car elle permet de mieux identifier les zones potentiellement exposées à la pollution de l'air.

La terminologie «d'hygiomètre», utilisée par Nylander (1866) dans ses premières observations sur les lichens « sentinelles » de la qualité de l'air, reflète les connaissances scientifiques et techniques du moment. Plus tard et autour des années 1970-80, les progrès scientifiques, ont permis d'identifier certains processus biologiques de réaction à la pollution chez les organismes vivants, ce qui a donné au cours des années suivantes une abondante terminologie ou concept permettant de mieux définir les méthodes de bio-surveillance, basées sur les propriétés des organismes utilisés. Ainsi, dans le domaine de la bio-surveillance animale et végétale, plusieurs normes ont été établies pour mieux caractériser la qualité de l'air ou même d'un sol. En effet, certaines méthodes de bio-surveillance, sont considérées comme des protocoles ou méthodes issus de travaux de bio-surveillance réalisés dans certains pays et qui ont mises en œuvre depuis longtemps sous forme des protocoles standardisés de bio-surveillance. A titre d'exemple, la norme sur l'utilisation des végétaux et des lichens en bio-surveillance de la pollution de l'air, standardisée en Allemagne. En Finlande, la méthode dite « moss bag » de bio-surveillance active est standardisée par l'utilisation de *Sphagnum papillosum* (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

1. 1 - La bio-surveillance végétale de la pollution de l'air

La bio-surveillance végétale de la pollution de l'air, se fonde sur des réponses spécifiques voire sélectives des végétaux en fonction des doses de la pollution ambiante, voire de certains polluants présents dans l'atmosphère (Garrec et Van Haluwyn, 2002). La sensibilité spécifique, tient du fait que tous les espèces ou variétés intra-espèces de végétaux, ne réagissent pas de la même façon à la pollution ni avec la même intensité. La réponse sélective face à un cocktail de polluants, peut amener à trouver des réponses en lien plus ou moins étroit avec l'un ou l'autre polluant ou indicateur de pollution atmosphérique. En effet, les végétaux portent un grand intérêt dans la bio-surveillance de la pollution atmosphérique car leurs diversités offre un large éventail d'utilisation (bryophytes, lichens, plantes supérieures, plantes herbacées, feuilles et écorces des arbres...) qui sont utilisés dans la détection d'un grand nombre des polluants atmosphériques (l'ozone, HAP, les métaux lourds...).

La bio-surveillance végétale de la pollution de l'air appliquée de nos jours, trouve son origine en France en 1866 grâce à la découverte d'un étranger le « Finlandais Nylander » qui avait noté dans ses observations botaniques du jardin du Luxembourg que «les lichens donnent à leur manière la mesure de la salubrité de l'air et constituent une

sorte d'hygiomètre très sensible». Mais, il faudra encore attendre plusieurs années pour voir les premières études à caractère environnemental s'intéressent aux propriétés des lichens ou des mousses pour estimer la qualité de l'air. Plus récemment encore de voir des études de bio-surveillance par les végétaux supérieurs, tels que les arbres (Pin, Platane.....) ou les herbacées (Ray-gras, Tabac, Choux,...). Ces études de bio-surveillance végétale de la pollution de l'air, ont rapidement montrés leurs intérêts pour mieux sensibiliser le public aux problèmes de la pollution de l'air. A partir des années 60, les premières recherches françaises sur la bio-indication végétale de la pollution de l'air, sont essentiellement menées par des universitaires, puis à partir des années 70-80, plusieurs équipes de lichénologues ont adopté des méthodes de bio-indication basées sur les lichens (en Normandie et en région Parisienne). Tenant compte de la biodiversité régionale Française, ces lichénologues ont adapté les techniques pionnières de bio-indication végétale développées par des Anglais comme l'échelle lichénique pour le SO₂. Cependant, à partir des années 90, les premières campagnes de bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique sont démarrées en France. Elles s'inscrivent dans le contexte Européen d'un programme sur « l'estimation des retombées métalliques par l'analyse de mousses ». Il faut noter aussi, que quelques rares études utilisant la bio-surveillance végétale pour évaluer le risque de cancer chez l'homme ont été publiées à partir des années 90, notamment l'étude Italienne de Nimis (1999), publiée dans la célèbre revue scientifique « Nature », établit un lien entre un indice de mortalité par le cancer du poumon et un indice de biodiversité lichénique, permettant d'estimer la qualité de l'air.

De nos jours, les travaux de la bio-surveillance végétale de la pollution de l'air sont très développés, surtout par la mise en place des certaines stations spécialisées en bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique en Europe, ces stations dites « **Bio-stations** ». En effet, la bio-station, est une structure simple (chaise métallique porte des plantes) et la lecture de la réaction des plantes à la pollution atmosphérique, permet d'apprécier qualitativement ou quantitativement la qualité de l'air. Ces plantes sont en général le Tabac dont les feuilles pour certaines variétés réagissent avec l'ozone et le nombre des nécroses foliaires développées par la plante, permet d'évaluer la qualité de l'air. Certaines bio-stations, sont aussi équipées avec le chou qui bioaccumule les composés organiques volatiles ou de Ray-Grass qui accumule les métaux lourds. Depuis le 17^{ème} siècle, la gamme de végétaux sensibles à la pollution atmosphérique s'est enrichie. Ainsi, les polluants accumulés par les plantes, sont analysés et quantifiés pour permettre une estimation relative à la qualité de l'air. Cette corrélation donne des bonnes

appréciations sur l'impact de la pollution atmosphérique sur les végétaux. En effet, il existe deux principes de la bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique (Garrec et Van Haluwyn, 2002) :

1. 1. 1 - La bio-surveillance dite « sensible »

La bio-surveillance « sensible », utilise des organismes répondant au stress causé par la pollution et la mesure de cette sensibilité se fonde sur trois concepts. Le premier, est un « **bio-marqueur** », qui se situe au niveau infra-individuel (altérations moléculaires, biochimiques, cellulaires ou physiologique non visibles comme la dégradation des activités enzymatiques, modification de la respiration ou de la photosynthèse et des constituants cellulaires, tels que la chlorophylle a, b et les protéines solubles) (Gonzalez et Pignata, 1997).

Le second est un « **bio-indicateur** », qui se place au niveau individuel traitant des altérations physiologiques, tissulaires ou morphologiques visibles d'un organisme comme l'apparition des nécroses sur les plants de Tabac, exposés à l'ozone (Saitanis et Karandinos, 2001). En effet, différents organismes vivants sur les troncs d'arbres sont utilisés comme des bio-indicateurs (De Bruin et Hackeniz, 1986; Walkenhorst et *al.*, 1993; Bargagli, 1998; Asta et *al.*, 2000; Garrec et Van Haluwyn, 2002). Cependant, les lichens sont d'excellentes bio-indicateurs de la pollution atmosphérique, surtout avec la disparition de certaines espèces sensibles à certains polluants comme le SO₂ (Hawksworth et Rose, 1970; Belandria et *al.*, 1989). Les lichens, présentent une symbiose entre les champignons et les algues et sont très sensibles à toutes les variations de la qualité de l'air. A cet effet, les données sur la diversité, la distribution et l'état physiologique des lichens sont répertoriés sous forme des cartes, permettant le suivi des variations dans la qualité de l'air. En plus, certaines espèces de lichens, sont résistantes aux polluants et sont utilisées comme d'excellentes bio-accumulateurs (Bargagli, 1998; Freitas et *al.*, 2001; Garty, 2001; Wolterbeek et *al.*, 2003). Plusieurs travaux sur l'utilisation des lichens dans la détection de la pollution de l'air ont été conduits dans de nombreux pays : France, Suisse, Allemagne, USA et même en Algérie (Tiaret, Annaba, Mascara). Ainsi, les mousses épiphytes ont été largement utilisées dans la détection de la pollution de l'air par les métaux lourds d'origine trafic routier (Winner, 1988; Tyler, 1990; Steinnes, 1995; Berg et *al.*, 2003).

C'est ainsi que les méthodes de bioindication et de bioaccumulation sont développées pratiquement depuis les années 70, avec des lichens, des mousses, des écorces et les cernes d'arbres. En effet, l'utilisation des végétaux comme des bioindicateurs et des bioaccumulateurs, donne des résultats rapides en particulier dans l'étude de l'impact de la pollution atmosphérique (Catinon, 2010).

Enfin, le « **bio-intégrateur** », qui se situe au niveau de la population et/ou des communautés, voire de l'écosystème comme la variation de la densité (présence/absence d'espèces) et qui donne des informations sur la pureté atmosphérique par un diagnostic éco-lichénique (Piervittori et Maffei, 2001).

1. 1. 2 - La bio-surveillance par accumulation

La bio-surveillance par accumulation, utilise des organismes vivants ayant la capacité de stocker les polluants dans leurs tissus « bio-accumulateurs », suite à des mécanismes de fixation et/ou de transfert (feuilles des végétaux supérieurs, écorce, cernes...etc.). Les « bio-accumulateurs », permettent de déterminer les quantités des polluants. Cependant, la bioaccumulation doit répondre aux spécifications suivantes : accumuler suffisamment des polluants et sans disparaître, fournir suffisamment de tissus pour effectuer les analyses, avoir un facteur de concentration suffisant pour pouvoir être analysé directement sans pré-concentration et présenter une concentration tissulaire du polluant représentative du niveau de la contamination de l'environnement (Conti et Cecchetti, 2001).

Généralement, il existe deux méthodes principales de la bio-surveillance végétale de la pollution atmosphérique. La première appelée « **méthode in situ" (ou bio-surveillance passive)** », dans lequel on utilise les organismes déjà présents naturellement dans le site d'étude comme le cas des végétaux indigènes. Cette méthode présente l'avantage d'être rapide. Ainsi, la « bio-surveillance passive » par l'utilisation de lichens, permet de formuler des conclusions qualitatives et quantitatives sur les polluants présents dans l'air (Arb et Brunold 1990; Arb et al., 1990; Urech et al., 1992) car les végétaux, sont déjà exposés aux différents polluants présents dans l'air et il ne reste que les collectés et les analysés. Cependant, on doit veiller à ce qu'ils présentent une distribution spatiale et une abondance suffisante (les végétaux utilisés), pour être représentatifs de la zone étudiée et d'un mode de collecte facile, mais il faut prendre en considération la densité et la localisation des emplacements de prélèvement, qui doivent répondre aux objectifs de l'étude (Conti et Cecchetti, 2001).

Les enquêtes à grande échelle, exigent plus d'emplacements que les études dont les objectifs sont la détermination des sources d'émissions sur des petites échelles. Pour cela, dans l'étude de la pollution atmosphérique par la biosurveillance végétale sur une grande échelle, les sites d'échantillonnages, sont fréquemment choisis le long des transects par rapport à la source de pollution, cependant, l'utilisation d'espèces indigènes limite bien souvent le nombre et la localisation des emplacements, ainsi au moment de prélèvement une certaine attention devrait être accordée au substrat, celui-ci pouvant affecter la composition élémentaire de l'espèce étudiée (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

La seconde méthode de la bio-surveillance végétale appelée « **méthode des transplants ou bio-surveillance active** », emploie des organismes dits transplantés. Elle peut être utilisée par exemple, lorsque la méthode « **in situ** » n'est pas envisageable (absence d'organismes correspondant aux critères de l'étude). Ainsi, la méthode des transplants, nécessite plus de temps pour accumuler les polluants présents dans l'environnement, cette phase d'exposition pouvant être plus ou moins longue selon le type d'organisme choisi et les polluants étudiés. La transplantation, est une technique expérimentale où les organismes utilisés pour l'étude, sont transférés d'un environnement non pollué (milieu dit "sain" : zone non polluée) vers un site pollué. Cette alternative à la méthode *in situ*, permet de palier les problèmes d'absence d'espèces utilisables dans la zone d'étude (niveau de pollution trop élevé, absence d'habitats du fait de l'urbanisation, de l'industrialisation ou de l'altitude), la mauvaise répartition d'une espèce qui ne lui permet pas un échantillonnage représentatif de la zone d'étude, cependant, l'avantage principal de la transplantation c'est qu'elle permet un total contrôle du temps d'exposition à la pollution. En effet, pour exploiter les résultats obtenus par la méthode des transplants, les concentrations initiales en polluants (avant la phase d'exposition), doivent être déterminées et celles-ci sont souvent retranchées aux concentrations après l'exposition pour calculer les quantités d'éléments déposées pendant la période d'exposition (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

2 - Réponse des systèmes biologiques à la pollution atmosphérique

L'action des polluants sur les végétaux, a été constatée depuis les premières études sur la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique, les symptômes classiques comme les lésions nécrotiques, les chloroses et les brunissements des feuilles, sont dus à l'ozone puis vers les années 70-80, l'inquiétude générale s'est portée sur l'oxyde de soufre et les pluies acides. Il fallu plusieurs décennies pour préciser les effets des polluants sur les

végétaux et en comprendre les mécanismes de transfert des polluants vers les végétaux et les interactions entre les végétaux et les polluants atmosphérique (Treshow et Anderson, 1989). En effet, il existe deux types des réponses des systèmes biologiques à la pollution atmosphérique (Chakhparonian, 1995).

2.1 - Réponse d'un individu à un paramètre considéré

Pour comprendre quelle est la réponse d'un système biologique à la pollution, il faut analyser son effet sur le comportement d'un individu d'une population de végétaux. Cependant, pour corréler les effets observés sur les végétaux avec la pollution atmosphérique, il faut étudier plusieurs échantillons des plantes en plus des plantes témoins exposés à l'air pur sans aucun polluant (Chakhparonian, 1995). Selon l'objectif de la recherche, les échantillons traités, sont exposés à l'air ambiant avec des concentrations diverses des polluants dont les effets sont étudiés. Tout d'abord au niveau d'un individu la toxicité des polluants provoque selon les cas des symptômes spécifiques visibles en surface, tels que les nécroses typiques liées à l'ozone (O_3) des plantes de Tabac.

De façon générale, les symptômes visibles liés aux effets des polluants atmosphériques sur les végétaux comprennent : une diminution de la croissance et du poids frais et sec (Braun et Flückiger 1995; Woodbury et *al.*, 1994), des changements morphologiques (rapport «tiges/racines», distances internodales), des nécroses et des chloroses (Braun et Flückiger, 1995), des altérations de la pigmentation (Arb et *al.*, 1990; Knudson et *al.*, 1977), des changements d'activité des certaines enzymes (peroxydases), des changements du taux des chlorophylles a, b et d'autres pigments (Knudson et *al.*, 1977; Wingsle et *al.*, 1992), des perturbations membranaires et des changements de concentrations d'ions calcium, potassium et sodium (Scotti et *al.*, 1994). Bien qu'il soit difficile de généraliser la façon dont les divers polluants interfèrent avec les processus métaboliques végétale, il existe entre eux plusieurs points communs car tous les polluants gazeux pénètrent par les stomates vers les espaces intercellulaires, après la pénétration ils peuvent se dissoudre dans l'eau de surface de cellules, en affectant le pH cellulaire et réagir avec les parois des cellules du mésophylle, par la suite tous les processus métaboliques sont également détériorés, ce qui conduit à l'endommagement de la plante même si symptômes ne sont pas apparents (Chakhparonian, 1995).

2. 2 - Réponse d'une population à un paramètre considéré

Pour assurer la fiabilité des résultats des effets de la pollution atmosphérique sur les végétaux, les mesures sont généralement effectuées sur un nombre suffisant des plantes ou sur une population de végétaux. Ensuite, l'étude porte sur les moyennes des paramètres mesurés pour plusieurs traitements à l'aide des tests statistiques divers, par la suite, les moyennes sont comparées et la conclusion sur l'effet de la pollution peut être prononcée (Chakhparonian, 1995). La liaison entre la pression sélective et la variabilité génétique, implique un rôle important des modifications de la structure de la population comme une réponse à n'importe quel stress, y compris celui de la pollution atmosphérique. Par exemple, il est possible qu'un facteur de stress puisse augmenter la production de la biomasse d'une partie des plantes (certaines plantes peuvent utiliser le soufre de SO₂ pour son nutrition) et la réduire chez les autres (SO₂ peut réduire la capacité compétitive de certaines plantes) (Coleman et Mooney, 1990). En effet, les plantes d'une biomasse supérieure (et par conséquent d'une efficacité de reproduction supérieure), pourront contribuer de façon plus importante au matériel génétique des générations suivantes. Pour cette raison, une étude sur la structure de la population donne des informations plus complètes. Ainsi, il est préférable d'analyser les réactions de population des plantes qui n'ayant jamais été soumises aux effets de la pollution atmosphérique, manifestent dès qu'elles sont mises en contact avec une atmosphère polluée des modifications phénotypiques (Zrýd, 1993).

Or, dans certaines cas la pollution atmosphérique n'agit pas seule, d'autres facteurs environnementaux comme la température, la lumière ou l'humidité ayant une action sur le développement des organismes, peuvent compliquer l'interprétation de la réponse. Par exemple, les conditions sèches provoquent la fermeture des stomates et l'exposition aux polluants diminue, ou même les taux d'humidités supérieurs à 90%, réduisent la sensibilité à l'ozone, quant à la luminosité il est connu que pour certains polluants une sensibilité plus importante à été constatée pour les plantes exposées à une journée plus courte ou à une luminosité élevée (Chakhparonian, 1995). Pour éliminer l'influence de ces facteurs, il est donc possible de recueillir les données pendant plusieurs années, afin d'établir la variation de la réponse due à la variation des conditions du milieu, ainsi de contrôler les conditions qui permettent d'attribuer les variations de la réponse uniquement à la pollution atmosphérique.

3 - Les différents groupes d'organismes vivants utilisés dans la biosurveillance de la pollution

La biosurveillance des polluants de l'air, de l'eau et de sol, peut être suivie par plusieurs types d'espèces végétales ou même animales. En fonction des polluants étudiés il est possible de combiner différents types de matrices végétales dans un but de surveillance intégrée. En effet, les principaux organismes vivants utilisés dans la biosurveillance de la pollution sont :

3.1 - Les animaux

En milieu aquatique, les Mollusques constituent d'excellents indicateurs de contamination des eaux marines et continentales, grâce à leurs fortes capacités de bio-accumulation. Ainsi, les Moules, sont employés à vaste échelle dans la bio-surveillance des écosystèmes aquatiques. En effet, depuis longtemps l'observation des divers macro-invertébrés benthiques a donné lieu à l'évaluation de la qualité des eaux de surface. Certaines communautés, sont polluo-résistantes (*Chironomus*, larves d'*Eristalis*, *Asellus*, *Lymnaea*,...) ou polluo-sensibles (larves d'*Ephemera*, de *Sialis*,...). Ainsi, plusieurs recherches ont été conduites pour proposer des indices biotiques basés sur l'évaluation de la richesse spécifique et traduisant la qualité des eaux superficielles (Garrec, 2002). Par ailleurs, les Annélides, représentent des bio-indicateurs recommandés dans les écosystèmes aquatiques. Ils sont utilisés comme bio-accumulateurs des composés organiques de synthèse. Les poissons en particulier, les Téléostéens d'eau douce ou marins, sont utilisés comme bio-indicateurs de la pollution en milieu océanique. De nombreux travaux relatifs à la bio-accumulation des polluants des eaux par des poissons marins ou Dulcaquicoles, aussi bien en laboratoire qu'en milieu naturel ont été publiés. On peut aussi, observer et quantifier les modifications du comportement des poissons (rythme respiratoire) face aux polluants présents dans l'eau. En milieu terrestre, on rencontre parmi les invertébrés terrestres un certain nombre des groupes taxonomiques de fort pouvoir de bio-accumulation.

Les Annélides oligochètes (*Eisenia*, *Lombricus*), sont utilisés comme bio-indicateurs de la pollution des sols par les métaux lourds ou par les composés organiques de synthèse. Les Crustacés isopodes comme les Cloportes, les Gastéropodes pulmonés, sont aussi des bio-indicateurs performants de la pollution des sols par les métaux lourds.

Les Acariens, permettent de mettre en évidence une sensibilité différentielle en fonction de la qualité de l'air. Les vertébrés terrestres, sont également utilisés comme indicateurs de la pollution de l'air car ils peuvent concentrer divers polluants dans certaines parties de leur organisme. Or, les oiseaux, accumulent dans leurs plumages divers métaux lourds, ainsi la contamination en Cd et Hg a été recherchée chez les Flamants roses et les Aigrettes de camargue. Il faut noter, que les mammifères sont aussi utilisés dans la biosurveillance de la pollution de l'air en fonction de leur capacité d'accumulation des métaux lourds dans les os, les dents, le foie ou même dans les reins.

3. 2 - Les végétaux

En milieu aquatique, plusieurs espèces végétales sont utilisées en raison de leur fort potentiel de bio-accumulation, notamment les mousses aquatiques. Parmi les végétaux supérieurs les Typha ou Massettes, sont fréquemment utilisés comme bio-accumulateurs de métaux lourds, HAP...etc. Les plantes à bulbes et tubercules (carotte, arachide...), sont également d'excellentes espèces bio-accumulatrices des métaux lourds dans le sol. 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).

3. 2. 1 - Les lichens

Depuis longtemps, les lichens sont utilisés comme des bio-indicateurs et bio-intégrateurs performants dans la détection de la pollution atmosphérique. C'est le Finlandais Nylander, qui émit l'idée que les lichens pouvaient être des « hygiomètres » de la qualité de l'air en 1866. En effet, les lichens constitués d'une symbiose entre une algue et un champignon, formant un thalle lichénique, les plus connus sont principalement les épiphytes (qui poussent sur d'autres végétaux) et les corticoles (sur les écorces). Les lichens, tirent leurs particularités d'une nutrition étroitement liée à l'atmosphère et des propriétés suivantes : une activité continue indépendante des saisons, un métabolisme lent associé à une grande longévité, un grand pouvoir d'accumulation peu sélectif et l'absence des moyens de lutte contre la pollution. En effet, cette "sensibilité/perméabilité" à la pollution atmosphérique liée par exemple à l'absence de régulation stomatique des échanges gazeux

(dont dispose les végétaux supérieurs), est renforcée par une pression osmotique élevée à l'intérieur des cellules, favorise les échanges avec l'atmosphère. Pour cela, certaines espèces des lichens sont plus ou moins polluosensibles. D'autre part, il faut noter, que l'augmentation des concentrations de SO₂ dans l'atmosphère dans les années 80, a suscité la mise au point des différentes méthodes d'estimation de la qualité de l'air à partir des observations des lichens. A cette époque, une méthode qualitative permettant une corrélation directe sur le terrain entre les espèces lichéniques corticoles et les teneurs moyennes hivernales de SO₂, a été établie spécialement pour la Grande-Bretagne. Depuis cette période, d'autres méthodes quantitatives ont vu le jour ; celles des lichénologues Suisses, des Allemands et des Italiens. Ainsi, 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 ont été établies. Plus récemment, une douzaine de lichénologues Européens ont élaborés un nouveau protocole d'évaluation de la qualité environnementale à l'aide de la cartographie de la diversité lichénique (Garrec, 2002).

Généralement, dans la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique, les lichens sont très utilisés comme des bio-accumulateurs et les espèces choisies, sont des espèces poussent sur les troncs et présentent une répartition géographique assez large, permettant des récoltes en quantités suffisantes. Les lichens à thalle foliacé ou fruticuleux tels que *Parmelia caperata*, *Hypogymnia physodes*, *Xanthoria parietina*, *Evernia prunastri*, *Pseudevernia furfuracea*, ce sont les lichens qui présentent des grandes surfaces d'adsorption des polluants et des échanges importants avec leur milieu, pour cela ce sont les plus utilisés dans la biosurveillance végétale de pollution de l'air. Les lichens subissent le moins de perturbations possibles au cours du prélèvement et pour cette raison, il est préférable de prélever le lichen avec son support (fragment d'écorce ou branche). Cependant, lorsque la flore lichénique est absente du site d'étude la technique de «**transplants de lichens** » est utilisée, elle consiste à prélever les lichens dans une station de référence non contaminée et à les installer dans le site à étudier. Aujourd'hui, quatre méthodes de bioindication ou biointégration lichéniques, sont principalement appliquées en France (Garrec, 2002).

- **La méthode qualitative de Van Haluwyn et Lerond**

C'est une méthode établie en 1986 à l'université de Lille, elle se base sur des observations phytosociologiques des groupements des lichens, qui se développent sur les arbres. Elle est bâtie sur le fait que le groupement lichénique se fragmente lorsque la pollution atmosphérique augmente, en effet, l'observation de ces fragments permet d'évaluer la qualité de l'air grâce à une note attribuée en fonction de la présence et de l'abondance de certaines espèces ou association et l'échelle utilisée. Elle comprend 7 degrés notés de A (forte pollution) à G (faible pollution), afin de réaliser un relevé de la végétation lichénique selon la méthode Van Haluwyn et Lerond, il convient de choisir des stations comportent de 5 à 10 arbres et ces arbres ne sont pas inclinés et évitant aussi les essences défavorables au développement des lichens comme : le Bouleau, le Platane et les résineux. Les relevés s'effectuent à partir de 50 cm jusqu'à environ 1.80 m, par la suite sur la carte, les résultats sont reportés point par point en utilisant les couleurs correspond aux différentes zones.

- **La méthode de Lalleman**

Datant de 1996, est mise au point à l'université de Nantes, elle est basée sur un zonage de biodiversité de certaines espèces des lichens en lien direct avec la pollution azotée. Cependant, l'application de cette méthode, montre que certaines espèces sont favorisées et d'autres inhibées par ce type de pollution.

- **La méthode de l'indice global de la qualité de l'air (IGQA)**

Proposée par un groupe de chercheurs de l'Université de Nantes, elle est basée sur un indice de qualité de l'air, établit en fonction de certaines espèces des lichens.

- **La méthode de Kirschbaum et Wirth**

Elle est établie en 1997, elle repose sur le lien entre la pollution atmosphérique globale et un indice de biodiversité lichéniques. Dans cette technique, les relevés lichéniques standardisés de la fréquence et/ou du recouvrement des espèces corticales poussant sur les troncs, sont réalisés par l'utilisation d'une grille d'échantillonnage.

Par ailleurs, la technique des transplantations est largement utilisée dans les études de bio-accumulation, plus récemment cette technique est utilisée en parallèle de la recherche de bio-marqueurs (fluorescence et la teneur en chlorophylle, la teneur en ATP, paramètres du stress oxydant.....etc.) (Cuny, 1995). Ainsi, il faut noter que l'utilisation de l'une ou de l'autre méthode, peut faire l'objet d'évolution de par l'apport de connaissances nouvelles selon l'objectif recherché ou selon les spécificités des milieux. Les lichens, sont très utilisés pour la détection de la contamination de l'air en milieu urbain par les métaux lourds.

3. 2. 2 - Les mousses

Comme les lichens, les mousses ont des échanges principalement avec l'atmosphère (les rhizoïdes qui le fixent sur le substrat, sont des fines filaments qui n'absorbent pratiquement pas d'éléments et la phase aqueuse avec ses constituants dissous, est absorbée par la totalité de la surface des feuilles et des tiges), ainsi les feuilles, sont dépourvues de cuticule sur l'épiderme, ce qui permet le piégeage de particules et les autres retombées atmosphériques. A cet effet, les mousses sont des bioaccumulateurs des retombées atmosphériques à la fois sèches et humides. Cependant, l'exposition des mousses à différents polluants atmosphériques (SO₂, O₃), entraîne chez les espèces sensibles des décolorations et une réduction de la croissance. Mais ces effets, sont assez tenus et les mousses sont généralement peu utilisées comme bio-indicateurs par comparaison avec les autres végétaux supérieurs. Récemment, des études ont été conduites sur la composition floristique des communautés des mousses en fonction de la distance d'une source polluante (bryophytes bio-intégrateurs). Ces études on permet d'établir des listes de sensibilité différentielle de bryophytes, mais on trouve par fois une certaine analogie avec les méthodes établies à l'aide des lichens.

Parmi les méthodes utilisées pour l'étude de la qualité de l'air à l'aide des mousses: « l'indice de la qualité de l'air », à partir des paramètres relatifs à la flore muscinale corticole (Winner, 1988). Ainsi, des mousses récoltées in situ (bio-accumulateurs), sont utilisées pour l'estimation des polluants atmosphériques. Cette méthode mise au point dans les pays nordiques (Garrec, 2002), est maintenant utilisée sur l'ensemble de l'Europe pour cartographier la pollution métallique. En France, l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) et l'université de Paris VI a mis en place un programme basé sur l'analyse de 37 éléments métalliques dans les mousses du territoire Français et les résultats obtenus ont été déjà publiés (Galsomiès et al., 1999).

Aujourd'hui, les différentes études sur la biosurveillance par les mousses, ont permis de bien identifier quelles sont les espèces des mousses qui ont des capacités d'accumulation des métaux plus grandes et pour une même espèce, les différences de taux de rétention selon les métaux. Ainsi, l'influence des conditions environnementales sur l'accumulation des métaux par les mousses, a été également décrite notamment l'influence maritime défavorable à l'accumulation de cadmium, de chrome, de nickel et de zinc, or, des recherches, sont en cours pour utiliser les mousses comme bioaccumulateurs des HAP (Galsomiès et *al.*, 1999).

3. 2. 3 - Les champignons

Les champignons, ont fait l'objet de nombreuses études pour leurs propriétés d'accumulation de métaux lourds et des éléments radioactifs, qu'ils puisent dans le sol par leurs mycéliums. La plupart des études relatives à la bio-accumulation par les champignons, s'intéressent aux propriétés de concentration des éléments traces présents dans l'atmosphère, mais elles s'y intéressent surtout dans la perspective d'une transmission des polluants toxiques dans la chaîne trophique, soit par ingestion animale ou humaine, où en passant dans les plantes naturelles ou cultivées pour les champignons en symbiose avec leur racine (mycorhize).

3. 2. 4 - Les végétaux supérieurs

Des investigations sur la sensibilité des plantes supérieures ont été conduites, afin de dresser des listes de sensibilité des végétaux à certains polluants comme le dioxyde de soufre ou l'ozone. En effet, l'Avoine a été classée parmi les plantes sensibles au dioxyde de soufre. De même le Blé, l'Haricot, les Epinards et le Tabac, sont classés comme sensibles à l'ozone, alors que, la Laitue et le Fraisier y, sont peu sensibles. En effet, le tabac (*Nicotiana tabacum*), se présente comme une espèce très sensible à l'ozone, ce dernier conduit à l'apparition des nécroses foliaires bien visibles et surtout caractéristiques d'une pollution par l'ozone, se distinguent des nécroses dues à d'autres causes (pathologie, carences, etc.). Le tabac (*Nicotiana tabacum*), présente également l'avantage de simplicité et de rapidité des résultats sur l'effet de la pollution de l'air par l'ozone et le degré d'attaque de l'ozone est exprimé par un indice de dommage foliaire (IDF), correspond au pourcentage des nécroses foliaires.

Récemment, plusieurs végétaux supérieurs ont été utilisés dans la biosurveillance végétale de la pollution de l'air et la plus part des espèces, sont utilisées soit comme des bioaccumulateurs actifs (le chou vert, le ray grass, ...), ou passifs (les feuilles et les aiguilles des arbres pour les poussières, métaux lourds).

Actuellement, un projet international de biosurveillance intitulé « Eurobionet », à été financé par la commission Européenne, visant à promouvoir l'utilisation des bioindicateurs végétale de la qualité de l'air suivant un protocole standard, afin de développer les connaissances dans le domaine et évaluer la qualité de l'air dans les villes et mener des actions de sensibilisation. A cet effet, les bioindicateurs et les bioaccumulateurs retenus dans le projet « Eurobionet » sont:

- Le tabac (*Nicotiana tabacum*), déjà évoqué sensible à l'ozone, qui entraîne des nécroses typiques,
- Des boutures de peuplier (*Populus nigra brandaris*), sensible à l'ozone, qui entraîne des baisses de croissance des feuilles, des nécroses et des chloroses (jaunissement des feuilles) des parties terminales,
- Du ray-grass (*Lolium multiflorum italicum*), graminée utilisée pour détecter le soufre et les métaux lourds (le plomb, le cadmium, le zinc, le nickel, le chrome, le platine, le palladium.....),
- Le chou vert (*Brassica oleracea acéphala*), accumule dans la cuticule foliaire des composés organiques comme les HAP.

Par ailleurs, les feuilles, les aiguilles, les écorces, le bios et le pollen des végétaux supérieurs, sont aussi utilisées comme des bio-détecteurs de la pollution atmosphérique tant au niveau des modifications morphologiques et biochimiques.

4 - Les avantages de la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique

La biosurveillance végétale de la pollution de l'air, c'est un ensemble de méthodes relativement faciles à mettre en œuvre, rapides, de coût plus limité que celui d'une approche purement basée sur l'analyse chimique (par exemple pas besoin d'électricité) et possibilité de multiplier le nombre de stations d'observation.

Par comparaison avec les analyses physico-chimiques, les principaux intérêts de la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique sont (Garrec et Van Haluwyn, 2002):

- Les végétaux apportent la notion d'effet, ils réagissent avec les facteurs de son environnement,
- Les végétaux, sont utilisables pour de nombreux polluants et pour des échelles d'espace très variables,
- La lecture des résultats est assez facile,
- La répétitivité est bonne et permet des comparaisons spatio-temporelles,
- Facilités d'entretien et de suivi avec une faible technicité (intéressantes pour les pays en voie de développement),
- Possibilité de multiplier les sites de mesure (pour la cartographie par exemple), avec facilité d'extension,
- Elle donne la possibilité de détecter des polluants nouveaux ou accidentels non dosés par les capteurs traditionnels,
- Elle peut fournir une vision globale des perturbations fonctionnelles des écosystèmes,
- Certaines espèces végétales, ayant des sensibilités spécifiques très fortes vis-à-vis des certains polluants,
- Certaines espèces végétales ayant au contraire une forte résistance et une capacité d'accumulation élevée.

La biosurveillance, vise aussi à l'amélioration des connaissances dans le domaine de la pollution atmosphérique, elle est l'une des méthodes de surveillance intéressante pour le suivi des polluants de l'air liées au trafic routier. Elle permet aussi de cartographier la pollution de l'air sur des grandes surfaces, de fournir des indices intégrés de la qualité de l'air ou d'estimer les zones d'exposition aux polluants. Cette approche biologique de la surveillance, est un outil reconnu de sensibilisation du public aux problèmes environnementaux et en particulier des problèmes liés à la qualité de l'air.

5 - Quelques exemples sur la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique en France

La surveillance de la qualité de l'air est assurée généralement par un ensemble de capteurs physico-chimiques de certains polluants. Cependant, durant ces dernières décennies la biosurveillance végétale est devenu l'une des principales techniques pour détecter la détérioration de la qualité de l'air et même pour compléter les techniques physico-chimiques, notamment dans les écosystèmes urbains. En Europe de nombreux réseaux de biosurveillance végétale ont été mis en place dans les grandes agglomérations.

- **La biosurveillance végétale de la qualité de l'air en L'Alsace et en Kehl (France)**

Le premier travail de biosurveillance végétale de la qualité de l'air en Alsace (France), date de l'année 1980 où l'Atelier de l'Ecologie Urbaine et Rurale (AERU) dans le cadre de l'association fédérative haut-rhinoise de protection de la nature, avait réalisé une étude sur les installations industrielles. Le but étant de mettre en évidence des disparités significatives (présence/absence) des lichens réputés sensibles à la pollution de l'air. En 1985, l'AERU a monté un projet d'étude de bioindication lichénique passive sur l'ensemble du massif Vosgien (Alsace).

Au printemps 1989 (mi-avril à mi-juin), à été réalisée sur l'agglomération Strasbourg/Kehl une campagne transfrontalière de bioindication lichénique active sur la demande de mouvements écologiques de Strasbourg et de Kehl (réseau ECOPOLE), opposés à un projet d'installation d'une usine d'incinération des déchets spéciaux à Kehl. A cet effet, des cultures des souches des lichens sélectionnées, ont été exposées dans des conditions standardisées pendant 56 jours sur 5 sites. Par la suite, des analyses en métaux lourds effectués sur les lichens, ont permettent de détecter des taux de plomb jugés anormaux sur la plupart des sites et nettement supérieurs à la normale en bordure ouest d'Auenheim/Kehl, sites qui présentaient également la valeur en vanadium la plus forte.

- **Pollen et qualité de l'air à Mulhouse (France)**

Une campagne d'exposition de pollen à la pollution ambiante de la ville de Mulhouse (France), s'est déroulée en plusieurs étapes depuis 1992 à 1994. Demandée par la ville de Mulhouse est suivie par l'agence pour le respect de l'environnement. Des investigations ont été menées par le laboratoire de Palynologie du Muséum d'Histoire Naturelle (Paris) et le laboratoire de cryptogamie ultra structurale de Paris, en partenariat avec l'unité d'immuno-allergie de l'institut Pasteur (Paris) et en collaboration avec l'association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace (France). En effet, deux types des pollens ont fait l'objet d'analyse de structure et des composés présents sur l'exine (couche externe du grain de pollen), et d'autres tests complémentaires comme la capacité de fécondation et l'allergénicité ont été étudiés. Pour cela, des graines de pollens ont été prélevés sur les arbres de Bouleaux plantés dans la ville de Mulhouse (zones résidentielles, rues piétonnières, à proximité de trafic routier et dans les zones d'activités). D'autre part, des pollens matures de Bouleaux et de l'Hêtre, ont été prélevés dans des zones de faibles émissions primaires servir de témoins. Les résultats ont

mis en évidence des différences significatives entre le milieu urbain et le site témoin sur l'ensemble des paramètres étudiés : (l'exine, le soufre, le phosphore et les autres oligo-éléments, baisse de la capacité de fécondation et augmentation de l'allergénicité).

- **Les dépôts foliaires sur l'Erable dans l'agglomération Mulhousienne (France)**

L'Agence Locale de la Maîtrise de l'Energie (ALME) de la commune de Mulhousienne (France) et l'INRA de Nancy, ont lancé une étude de biosurveillance végétale de la pollution de l'air, basé sur la bioaccumulation des dépôts particulaires par les feuilles d'Erables, l'arbre d'alignement le plus représenté dans la ville de Mulhouse. Les résultats, ont montré que les feuilles d'Erable ont une grande capacité de rétention des poussières non seulement parce qu'elles s'y déposent passivement sur la surface foliaire, mais également pour y être piégées grâce à des caractéristiques morfo-physiologiques des feuilles d'Erable. Les particules adsorbées et absorbées par les cires des feuilles (prélèvement par dissolution au chloroforme suivi d'un filtrage), ont fait l'objet d'analyse au microscope à balayage électronique. Notons aussi, que les faibles dépositions foliaires, ont été trouvées dans les quartiers périphériques et celles du centre ville avec un trafic routier fiable.

- **L'ozone et les plantes de Tabac dans la ville de Mulhouse (France)**

A la demande de la ville de Mulhouse, une autre campagne de biosurveillance végétale de qualité de l'air a été lancée, basé sur l'exposition des plants de Tabac (forte sensibilité à l'ozone) dans l'agglomération de Mulhouse au cours de l'été 1997 et en collaboration avec l'INRA de Nancy-Champenoux. A cet effet, les plants de Tabac, ont été installés pendant deux séquences sur les abribus en s'appuyant sur le système de maillage. Après la période d'exposition, la lecture standardisée des nécroses spécifiques à l'ozone, conduit à classer les sites par rapport à des niveaux moyens d'ozone, mais dans certains cas, des faibles résultats ont été obtenus et attribuée aux conditions météorologiques défavorables pour la formation de l'ozone.

- **L'ozone et les plants de Tabac dans la ville de Luxembourg, Strasbourg et Metz (France)**

Une étude des particules minérales et de l'ozone par dépôt foliaire à partir de plants de Tabac, a été réalisée sur plusieurs villes (Luxembourg, Metz et Strasbourg) par l'association de surveillance de la qualité de l'air. Les protocoles d'études ont été les mêmes que ceux utilisés à Mulhouse par le même organisme (INRA Champenoux Nancy). Par ailleurs, pour Strasbourg deux prélèvements foliaires ont été réalisés sur le Platane, le Tilleul et l'Erable et les paramètres étudiés, sont la proportion totale d'aluminium (principalement traceur d'une origine tellurique) et le Fer (traceur de la pollution anthropique), cette campagne de biosurveillance végétale a été lancée sur trois périodes différentes ;

La première campagne, à été déroulée dans des conditions météorologiques particulièrement pluvieuses. Pour la deuxième, un orage violent a abîmé irrémédiablement les plants de Tabac. Pour la troisième, les plantules de Tabac prévues ont été dévorées par des insectes mais rapidement remplacées par d'autres.

Les résultats obtenus ont montrés la présence de l'ozone dans les trois villes étudiés (l'apparition des nécroses sur les feuilles de Tabac), mais sont très variables d'une année à l'autre.

6 - La biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique en Algérie

La biosurveillance végétale de la pollution de l'air en Algérie reste limité, comparativement de l'Europe, elle n'est réalisée que par des chercheurs universitaires dans le cadre des études universitaires, cependant aucune étude étatique dans le cadre de la biosurveillance végétales n'est signalée. En effet, les principaux travaux de biosurveillance végétales de la pollution de l'air en Algérie sont :

- **La biodétection végétale de la pollution de l'air par les métaux lourds dans la ville d'Annaba**

La première trace de véritable étude de biosurveillance végétale de la qualité de l'air en Algérie, remonte au milieu des années 1998 à Annaba. Un groupe des chercheurs universitaires de l'université d'Annaba, dirigé par le professeur Semadi. Ce dernier lance un programme de recherche sur la surveillance de la pollution atmosphérique par le plomb et le zinc d'origine trafic routier dans la ville d'Annaba. A cet effet, des cultures des souches des lichens réputés sensibles à la pollution de l'air par les métaux lourds

(*Xanthoria*), ont été sélectionnées et transplantées à travers la ville et à proximité des axes routières pendant un mois avec un transplantant témoin dans une zone non exposés à la pollution urbaine (zone très éloignée de la ville)

Les résultats de cette biodétection lichénique passive, ont mises en évidence des différences significatives surtout pour le plomb entre le milieu urbain et le site témoin, du principalement à l'utilisation d'une essence plombée par les véhicules (Semadi et Dureielle, 1993).

- **La biodétection végétal de la pollution de l'air par les métaux lourds (Pb, Cu et Zn) d'origine trafic routier dans la ville de Tiaret**

La biodétection végétal de la pollution de l'air par les métaux lourd issus du trafic routier dans la ville de Tiaret en 2007, a été entreprise par quelques universitaires de l'université de Tiaret. En effet, le Platane et le Cyprès verts, ont été utilisés pour détecter la pollution métallique par le plomb, le cuivre et le zinc d'origine trafic routière dans quelques sites urbains. Par la suite, une autre étude sur la biodétection végétal de la pollution métallique par le plomb a été réalisée en 2009, mais par l'utilisation de lichens. Cette dernière, s'appuyant sur un découpage de l'ensemble de la ville en mailles de 5 x 5km au sein desquelles des aires de 1km² ont fait l'objet des transplants lichéniques sur les arbres d'alignements pendant une période de trois mois. Les résultats obtenus dans les deux études, montrent des teneurs élevés en plomb, en cuivre et en zinc d'origine trafic routier.

Par ailleurs, la cartographie de la pollution métallique par la méthode de lichens réalisés a permis de déterminer les zones de pollution. Elles distinguent toutefois des zones de forte pollution au centre de la ville et plus on s'éloigne du centre ville, plus la pollution est faible (Maatoug et *al.*, 2007).

- **La bioaccumulation de métaux lourds (Pb et Zn) par les feuilles de Platane et Caroubier dans la ville de Sidi Bel Abbès**

Une étude sur la bioaccumulation de métaux lourds (Pb et Zn), issus du trafic routier par les feuilles de Caroubier et Platane dans la ville de Sidi Bel Abbès, s'est faite en 2009. Pour cela, 4 sites localisés au centre ville et sur les principaux axes routiers, ont été retenus, en plus d'un site témoin éloigné de toute source de contamination par les métaux lourds sert de témoin de comparaison.

Les résultats obtenus, montrent des teneurs élevées en Pb et Zn dans les feuilles des deux espèces, comparativement de site témoin surtout dans le cas des feuilles prélevés des sites de forte circulation routier. En effet, le plomb est rencontré principalement dans les gaz d'échappement (plomb contenu dans l'essence), par contre, le zinc est présent dans les pneumatiques, les lubrifiants et surtout dans les glissières de sécurité. Les résultats de cette étude, ont permis de mettre en évidence que le trafic et les infrastructures routières constituent une source chronique des métaux, notamment le plomb et le zinc (Belhadj, 2009).

- **Etude de la qualité de l'air dans la ville de Mascara à l'aide de lichens**

Pour mettre en évidence la relation entre la qualité de l'air dans la ville de Mascara et la diversité en flore lichénique, une première étude a été réalisée en 2006 par un chercheur de l'université de Mascara. Le but étant de mettre en évidence la présence/absence des lichens réputés sensibles à la pollution de l'air (*Xanthoria*), dans quelques sites urbains et périurbains par l'utilisation de la méthode qualitative de Van Haluwyn et Lerond.

Les résultats obtenus, ont montrés l'absence de cette espèce de lichen dans le milieu urbain et surtout à proximité des axes routiers. D'autre par, une cartographie de la pollution de l'air de la ville de Mascara par le plomb, à été aussi réalisée lors de cette étude.

En Algérie, la surveillance de la qualité de l'air dans les grandes agglomérations (Algérie, Annaba, Skikda), est assurée depuis 2002 par un réseau de surveillance de la qualité d'air baptisé «SAMA SAFIA», il mesure les principaux polluants présents dans l'atmosphère urbain. Les polluants mesurés au niveau des stations SAMA SAFIA, sont les oxydes d'azote, les hydrocarbures totaux, le monoxyde de carbone, les poussières en suspension (Gaci et Yahiaoui, 2004).

Le réseau « SAMA SAFIA » de la ville d'Annaba est composé de quatre stations: La première station est installée dans la région d'El Bouni (région très peuplée) et permettent la mesure de : PM_{10} , NO_2 , SO_2 . En effet, la zone d'El Bouni, est une zone industrielle dans laquelle sont implantés l'usine ASMIDAL, spécialisée dans la fabrication des engrais chimiques, l'entreprise KIMIAL, spécialisée dans la fabrication des détergents et de céramique, la société FCM qui fabrique le carrelage monocouche, la société AGRITEC, spécialisée dans la fabrication des fertilisants et l'usine Métal Packaging de métallurgie (Gaci et Yahiaoui, 2004).

La deuxième station, c'est une station de référence installée dans la région de Sidi-Amar proche du complexe sidérurgique El Hadjar. Elle mesure les polluants suivants : PM₁₀, NO₂. La région de Sidi Amar, est caractérisée également par la présence des entreprises industrielles polluantes, notamment le groupe industriel SIDER spécialisée dans la fabrication des aciers, l'entreprise PROCIM pour les produits métalliques et la société SIDEST spécialisée dans la production des détergents.

La troisième station, est située dans l'aéroport, elle mesure les polluants suivants: PM₁₀, NO₂, O₃, liées au transport aérienne. La dernière station, est située au centre ville d'Annaba. Les polluants mesurés dans cette dernière, sont les polluants liés principalement trafic routier notamment les PM₁₀, le NO₂ et les HAP.

7 - Les sources de contamination des végétaux par les métaux lourds

L'atmosphère terrestre est le siège de transport des polluants d'origines divers et ce phénomène de transport entraîne, des conséquences parfois graves sur la santé humaine et sur les écosystèmes. De nombreuses études épidémiologiques, établissent aujourd'hui sans ambiguïté que la contamination atmosphérique, n'est pas sans incidence sur la santé humaine, certains éléments ayant une toxicité avérée comme le plomb, le mercure, le cadmium ou l'arsenic (Schubert, 1973).

La déposition atmosphérique des polluants, à été étudiée sur le sol et sur les différentes espèces végétales (lichens, mousses et végétaux supérieurs), qui pouvant mener à des études de bioindication de la pollution atmosphérique. Il faut noter également, que les dépôts sur les végétaux sont alimentés conjointement par l'atmosphère. Ainsi, les feuilles des végétaux, ont une bonne capacité de rétention des éléments polluants pendant des périodes de plus en plus longues, comparativement aux autres organismes vivants.

Si la plupart des métaux, sont présents naturellement à l'état de traces dans le fond géochimique (sol), des quantités plus ou moins importantes, sont également émises dans l'air par les activités humaines. Notamment, les métaux lourds présents dans l'atmosphère avec des teneurs que les activités industrielles du siècle dernier, avaient considérablement augmentés et qu'il est aujourd'hui très difficile de maîtriser (Kierdorf et *al.*, 1999 ; Aznar et *al.*, 2008).

D'autre part, une partie de ces apports métalliques atmosphériques, ont une origine naturelle par érosion éolienne de la croûte terrestre et surtout par les émissions volcaniques (Hutton, 1983; Saha et al., 2006; Vallès et al., 2009). On distingue deux principales sources d'émission de métaux lourds dans l'atmosphère (Pacyna, 1986; Nriagu, 1989; Bargagli, 1998) :

- Les sources naturelles, comme les volcans (As, Ni, Hg, Zn), l'érosion de la croûte terrestre (Si, Al, As, Cr, Fe, Ni, V), les feux des forêts (Zn) et les embruns marins (Hg, Na, Cl).
- Les sources anthropiques, sont liés à la combustion des combustibles fossiles (pétrole et charbon) dans l'industrie, les chauffages, les moyens de transports (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), l'exploitation des mines (As, Fe, Ni), la métallurgie, l'industrie de fer et de l'acier (Pb, Cd, Ni), l'incinération des déchets ménagers (Hg, Pb, Cd) et l'utilisation des engrais et des pesticides en agriculture (Cd, Cu, As, Hg) (Ernst et Joosse Van Damme, 1983).

Il faut noter, que les sources anthropiques, sont les plus responsables de la contamination des végétaux par les métaux lourds, notamment la contamination des végétaux à proximité des routes par les métaux lourds d'origine trafic routier. Selon Catinon (2010), la diffusion globale des métaux lourds issus du trafic routier, est un exemple de propagation diffuse, alors que les émissions des métaux lourds par les fonderies et les mines de fer, sont limitées à une zone relativement petite.

8 - Les voies de contamination des végétaux par les métaux lourds

Certains métaux lourds, sont indispensables aux processus physiologique majeure en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments comme l'azote ou le soufre, mais l'accroissement de leurs concentrations, représente un danger pour les végétaux. Par contre, d'autres sont plus toxiques pour les végétaux même à très faibles doses, notamment Hg, Cr, Ni, Pb et Cd (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). En effet, la contamination des végétaux par les métaux lourds d'origine trafic routier se fait par deux voies différentes (Deletraz et Paul, 1998) :

8.1 - Par voie aérienne

Après avoir traversé l'atmosphère et une couche d'air stable au voisinage du couvert végétal appelée couche limite, les polluants métalliques atteignent les végétaux. Cependant, les polluants gazeux comme les NO_x, l'ozone (O₃) ou le SO₂, pénètrent facilement par les stomates qui sont les sites des échanges gazeux entre les plantes vertes et l'air. Arvick et Zimdahl (1974), ont montré que des particules de plomb très fines, pouvaient pénétrer dans les stomates mais il est improbable que des grandes quantités de plomb pénètrent de cette manière. Ce processus ne peut être responsable que d'une faible part de la contamination des feuilles par le plomb. En effet, les poussières contenant les métaux lourds, s'accumulent sur les parties aériennes, particulièrement les feuilles par le processus d'interception-déposition. Ce dépôt de surface des feuilles, peut être qualifié de "pollution latente" car la cuticule est considérée comme une barrière imperméable qui s'oppose à la pénétration de métaux lourds à l'intérieur des feuilles. Cependant, le dépôt peut éventuellement pénétrer dans la plante après sa dissolution qui va dépendre de l'intensité des épisodes humides. Ainsi, la cuticule peut laisser passer des éléments comme le cobalt, le cuivre ou le manganèse (Ward, 1990). Quand les feuilles vieillissent, l'efficacité de cette barrière (cuticule) est altérée, il apparaît des microfissures et les polluants qui restent normalement en surface, peuvent facilement pénétrer (Arvick et Zimdahl, 1974). Chamberlain (1983), constate que les feuilles mortes, accumulent plus de plomb par apport aux feuilles vivantes, probablement à cause d'une dégradation des couches épidermiques qui permettent l'accession du plomb à un niveau interne.

La grande partie des particules métalliques déposées à la surface des feuilles, ne pénètre pas à l'intérieur de la feuille et elle peut être facilement lavée, soit de façon naturelle par la pluie ou artificiellement. Little (1978), considère que le plomb résiduel qui n'a pas été entraîné par un lavage soit par l'eau, par des acides dilués ou par des détergents, peut être lié à la cuticule de façon ionique ou s'être accumulé dans les fentes de la cuticule et ne pas avoir réellement pénétré dans les feuilles. Le plomb et le zinc associé à la végétation, sont présents en tant que dépôts superficiels (Deletraz et Paul, 1998).

Il faut signaler, que les feuilles ne sont pas l'unique point de pénétration des polluants au niveau des parties aériennes. Bushbom (1968), montre que les bourgeons, sont aussi des points de pénétration des polluants. Ainsi, les bourgeons floraux, sont plus sensibles à la pollution que les bourgeons végétatifs (Hofstra et al., 1979). Les cicatrices foliaires, les lenticelles, les écorces et les blessures mécaniques, permettent aussi la pénétration des sels de déneigement chargés de métaux lourds (Dimitri, 1981). Dans

le même ordre d'idée, Forget et *al* (1994), montrent que la concentration élevée en manganèse dans l'écorce de *Picea pungens* par rapport aux cernes de croissance, est dû principalement aux dépôts atmosphériques directs de manganèse sur l'écorce. De façon générale, la contamination de végétaux par les métaux lourds, provient avant tout des parties aériennes (Maatoug et *al.*, 2007).

8.2 - Par le sol

Les métaux lourds présents dans le sol sous une forme utilisable (soluble) pour les plantes, sont absorbés par les racines de la même façon que les plantes puisent leurs substances nutritives dans le sol et une fois absorbés par les racines, ils sont transmis aux parties aériennes. Cependant, les métaux sous une forme soluble, sont les plus toxiques pour les végétaux car ils sont plus biodisponibles, surtout pour le cas de métaux non indispensables pour la croissance des plantes. Koeppel (1981), signale que les racines en contact avec des sols fortement contaminés par le plomb, accumulent de grandes quantités de ce dernier, puis ce plomb reste immobilisé dans les racines sous forme d'un complexe plombphosphate ou par la liaison aux parois cellulaires. Notons également que, l'absorption de plomb par les racines reste généralement faible, mais il est accepté que seulement une faible proportion du plomb absorbé par les racines, transporté vers les parties aériennes (Jones et *al.*, 1973).

Les racines peuvent jouer le rôle de régulateur de l'excès en métaux lourds dans le sol, en effet, ils accumulent dans leurs tissus les ions métalliques et évitent leur accumulation dans les autres parties du végétal (feuilles, fruits), c'est la même stratégie mise au point par les plantes pour résister à la salinité (Deletraz et Paul, 1998). D'autre part, en cas de la contamination du sol par les métaux lourds, l'absorption de ces métaux se fait par simple diffusion à travers l'apoplaste du cortex racinaire et l'endoderme (voie apoplastique), cependant, le transport de ces métaux à travers la paroi cellulaire se fait passivement (non métabolique et donc dans le sens du gradient de concentration) par les pores du réseau de la cellulose, de l'hémicellulose et de glycoprotéines, mais une partie des ions peut être adsorbés par les charges négatives de surface de l'acide polygalacturonique des pectines, qui agissent comme des échangeurs d'ions. Puis au niveau de l'endoderme le transport peut devenir actif au niveau de la membrane plasmique des cellules (Briat et Lebrun, 1999).

Le transport des éléments métalliques dans le xylème de la plante vers les parties aériennes, appelé « translocation » et la prise en charge des éléments métalliques est assurée par des agents dites « complexants », tels que les acides organiques, les acides aminés et les divers peptides, par exemple le fer est pris en charge par le citrate, le zinc peut être transporté par un complexe anionique (Alloway, 1995). La majorité du cuivre et une partie du nickel, sont chélatées par un acide polyaminopolycarboxylique encore non identifié chez la Tomate, le cadmium est transporté sous forme libre (Greger, 1999). Chez certaines espèces la translocation d'éléments toxiques est plus importante que chez d'autres, ce qui entraîne à une accumulation importante des métaux dans les feuilles et les autres parties aériennes, sans que l'on sache avec rigueur si elle est due à un transport plus actif ou une absence d'immobilisation dans les racines.

Selon Kabata-Pendias et Pendias (2001), le plomb et le nickel, sont absorbés passivement via certaines protéines de type porine, alors que le zinc et le cuivre, sont absorbés activement par une protéine de transport sélective nécessite de l'énergie. Ainsi, certains cations toxiques (Cs (césium), Cd, Pb ou Cr), sont des compétiteurs potentiels vis-à-vis des cations essentiels pour les végétaux. Par exemple, le cadmium semble être un compétiteur connu du calcium en empruntant les canaux calciques membranaires (Sanita Di Toppi et Gabbrielli, 1999).

En règle générale, dans le cas de pollution métallique d'origine trafic routier, le sol et les racines jouent un rôle de filtre efficace malgré que la contamination des végétaux provienne avant tout des parties aériennes. Mais il ne faut pas oublier, que la voie de contamination de végétaux par le sol est importante surtout en cas de l'utilisation des plantes pour la réhabilitation des sols contaminés par les métaux lourds, afin de pallier les principales limitations des méthodes actuellement disponibles dans les stratégies de dépollution, pour cela, ces dernières années les recherches s'orientent vers l'utilisation des plantes supérieures pour la dépollution des sols contaminés par les métaux lourds.

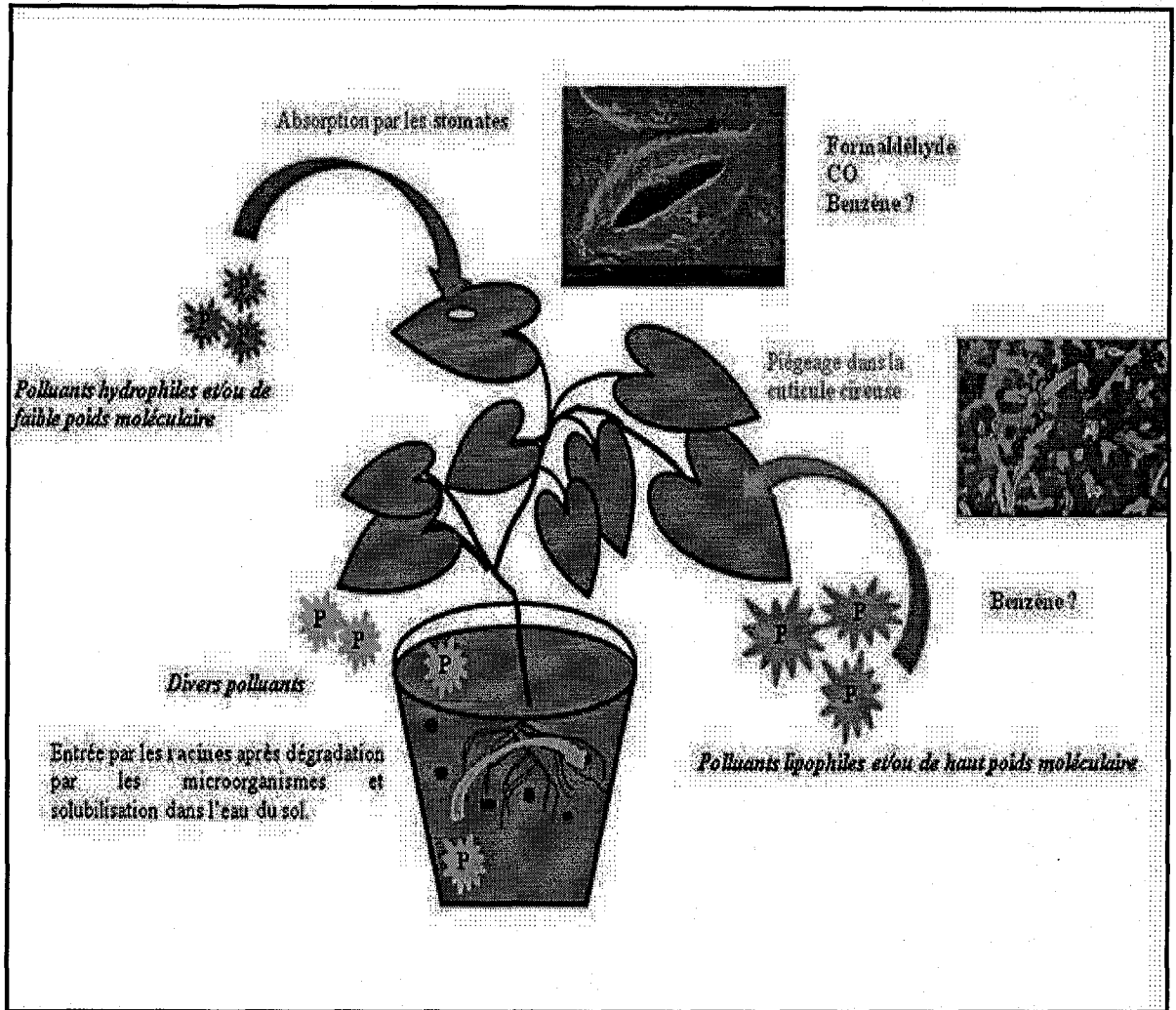


Figure 14 : Les voies de pénétration des polluants dans les feuilles (Cuny et Rzepka-Cuny, 2009)

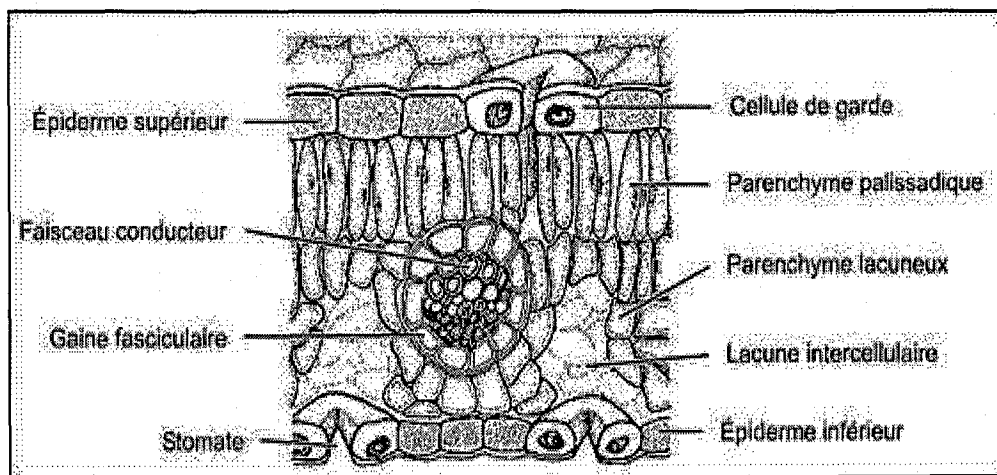


Figure15 : Structure interne de la feuille

9 - Quelques aspects indirects de la pollution et la dépollution

Les réponses des végétaux à la pollution atmosphérique, permettant non seulement la détection de la pollution de l'air, mais ils permettent aussi la réduction de la pollution de l'air par la « phytoremédiation ». En effet, certaines plantes sont qualifiés de « métallophytes », qui sont capables de se développés normalement sur des sites fortement contaminés par divers métaux lourds et certaines de ces végétaux, sont qualifiés « d'hyperaccumulateurs », qui sont capables de stocker massivement les métaux lourds dans leurs parties aériennes (Brooks, 1998).

Les études réalisées sur l'écophysiologie végétale et sur le développement de végétaux dans les milieux contaminés par les métaux lourds, ont permis progressivement d'insérer le concept de « phytoremédiation » à côté de celui de « bio-remédiation » des sites pollués. Aujourd'hui, la phytoremédiation, est largement utilisée, cette technique regroupe toutes les méthodes basées sur l'utilisation des végétaux pour la dépollution de l'air, l'eau et le sol. En effet, les résultats de la phytoremédiation, sont très encourageants malgré leur développement assez récent, elle est très utilisée en Europe à travers plusieurs pays pour la dépollution des sols et des eaux contaminés par les métaux lourds, notamment les mines inexploités, les sols des décharges et les eaux usées industriels. Cependant, les quelques études réalisées à ce jour, permettent d'envisager cinq types de stratégies de phytoremédiation particulièrement prometteuses (Remon, 2006):

9.1 - La phytoextraction

Elle est basée sur l'utilisation des végétaux hyperaccumulateurs, qui absorbent les métaux lourds du sol et les accumulent dans leurs organes aériens facilement récoltés. La phytoextraction, se révèle efficace pour une grande variété des métaux lourds (Pb, Cd, Ni, Zn), elle est appliquée aujourd'hui par de nombreuses sociétés américaines, surtout pour la mise en valeur des sols des mines inexploités.

9.2 - La phytostimulation

Elle exploite l'effet stimulant de la rhizosphère sur la dégradation microbologique des composés organiques et métalliques. Cette démarche est notamment utilisée depuis plusieurs années par l'armée Américaine dans le cadre de la dépollution de sites contaminés par des explosifs (TNT) ou par des herbicides.

9.3 - La phytovolatilisation

Elle permet la transformation des métaux lourds en produits volatiles puis leurs relargage dans l'atmosphère, la phytovolatilisation est surtout pour le mercure et le sélénium (Remon, 2006). Notons, que cette approche est encore au stade expérimental mais les résultats obtenus récemment dans ce domaine, sont particulièrement encourageants (Bizily *et al.*, 1999)

9.4 - La rhizofiltration

La rhizofiltration, utilise les capacités élevées des systèmes racinaires de certains végétaux pour fixer les polluants métalliques, elle est très applicable pour la dépollution des écosystèmes aquatiques. Notons aussi, que la rhizofiltration a été testée en Ukraine dans le cadre de la dépollution du site de Tchernobyl (Remon, 2006).

9.5 - La phytostabilisation

Ce n'est pas une méthode de dépollution stricte, mais elle permet de diminuer la mobilité des métaux lourds dans le sol, en limitant l'érosion et le lessivage des sols pollués. La phytostabilisation, permet aussi de limiter le risque de transfert des métaux lourds (pollution métallique du sol) en dehors du sol contaminé. Généralement, la phytostabilisation, c'est une technique d'intégration paysagère pour les sols fortement pollués par les métaux lourds (Remon, 2006).

Les recherches en matière de phytostabilisation, montrent que l'utilisation de végétaux supérieurs, porte un intérêt croissant en matière de dépollution des sols pollués par les métaux lourds, en effet, cette tendance est particulièrement marquée sur le continent Nord-Américain, elle est très appliquée pour la dépollution des sols avec des teneurs élevées en métaux lourds (Raskin *et al.*, 1994). Cependant, à l'heure actuelle le principal obstacle pour le développement de la phytostabilisation réside dans le faible nombre d'espèces végétales potentiellement utilisés pour la dépollution. Il faut noter, que la plupart des métalphytes connues sont caractérisées par un enracinement peu profond, une croissance assez lente et une faible production de biomasse, des critères qui limitent considérablement les taux prévisibles d'extraction. Par ailleurs, un rendement optimal nécessite que les conditions de culture (climatique et édaphique) sur les sites pollués correspondent mieux aux exigences de végétaux utilisés, mais il est difficile de contrôler ces deux facteurs, ce qui représente une limitation supplémentaire pour l'application de la phytostabilisation sur des grandes échelles. Par conséquent, il est nécessaire de poursuivre les recherches dans ce

domaine, afin de sélectionner des nouvelles plantes tolérantes et/ou accumulatrices et de comprendre leurs comportements sur les sites pollués.

Généralement, il existe trois grandes stratégies de tolérance des végétaux vis-à-vis des contaminants métalliques dans le sol, ils sont basés sur le rapport entre les teneurs en métaux lourds dans le sol et celles des organes aériens des plantes considérées (Baker, 1981):

9.5.1 - Les accumulateurs

Ainsi, plus de 400 espèces hyperaccumultrices, sont recensées dont plus de 300 pour le nickel et une seulement pour le cadmium. A part une possible résistance à la sécheresse et aux herbivores (Boyd, 1998), il est encore impossible d'attribuer ce phénomène à un avantage sélectif quelconque. Dans la cellule, les métaux ayant pénétré dans le cytoplasme, sont prises en charge par les diverses molécules, afin de les stocker ou d'éviter tout dommage cellulaire (Remon, 2006).

Certaines plantes, concentrent les métaux lourds préférentiellement dans les parties aériennes quelle que soit la concentration métallique dans le sol, d'autres, accumulent des quantités inhabituelles d'éléments métalliques comme : *Alyssum bertolonii*, *Sebertia acuminata*, *Silene cobalticola*, *Thlaspi caerulescens*, *Brassica napus*, *Pteris vittata*, ces espèces accumulent 100 mg de cadmium par un kg de matière sèche, 1000 mg/kg de nickel et 10000 mg/kg de zinc, ils sont alors qualifiés de végétaux « hyperaccumultrices » (Brooks, 1998). Selon Remon (2006), dans la cellule d'hyperaccumultrices, les métaux sont pénétrés dans le cytoplasme par la suite, ils sont pris en charge par les diverses molécules afin de les stocker ou d'éviter tout dommage cellulaire ultérieure.

9.5.2 - Les excluders

Les excluders, présentent une faible concentration foliaire en métaux lourds, qui reste constante par régulation du transport depuis les racines tant que la concentration dans le sol reste relativement peu élevée, mais dans le cas contraire le mécanisme de régulation de la concentration métallique dans les feuilles est bloqué, ce qui entraîne une accumulation métallique importante, qui entraîne par la suite la mort de la plante (Remon, 2006).

9. 5. 3 - Les indicateurs

Les indicateurs, ne présentent aucun contrôle de la translocation. Par conséquent, les concentrations racinaires et foliaires, sont en équilibre et proportionnelles aux teneurs du sol. C'est le cas par exemple du Pissenlit (*Taraxacum officinale*), qui accumule divers métaux lourds en fonction de la pollution environnementale.

Cette stratégie d'adaptation des indicateurs vis-à-vis de la pollution métallique, entraîne souvent une contrepartie pour les plantes qualifiés « tolérantes », qui peuvent devenir des métallodépendantes (Antonovics et *al.*, 1971; Baker, 1987).

10 - Facteurs influençant la sensibilité des végétaux aux polluants métallique d'origine trafic routier

Les facteurs influençant la sensibilité des plantes aux différentes polluants métallique d'origine trafic routier et qu'il faut prendre en considération sont (Belhadj, 2009) ;

10. 1 - Facteurs climatiques

10. 1. 1 - Le vent

Lorsque la vitesse du vent augmente, l'épaisseur de la couche limite autour de la feuille diminue et la résistance à la diffusion des polluants devient plus faible. Mais il faut noter aussi, que le vent a tendance de provoquer une fermeture des stomates pour limiter les pertes d'eau et ceci contribue à diminuer l'absorption des polluants dans certains cas.

10. 1. 2 - La lumière et la température

Le rôle prépondérant de la lumière en matière de sensibilité de végétaux aux différents polluants métallique, est son influence sur le degré d'ouverture des stomates. En effet, l'intensité, la photopériode et la qualité de la lumière, influencent également sur l'activité physiologique de la plante, il semble que cette action modifie la sensibilité des plantes à la pollution métallique. Cependant, l'influence de la température est difficile à différencier de celle de la lumière, notamment en conditions artificielles, il apparaît que la sensibilité à la pollution de la plupart des plantes augmente avec la température pour être maximale vers 30-32°C (Belhadj, 2009).

10. 1. 3 - Précipitations et l'humidité relative

Les précipitations, permettent un lavage des végétaux et peuvent entraîner les polluants solubles vers les couches profondes du sol. A l'inverse, en période humide la végétation est plus sensible aux polluants qu'en saison sèche, d'une part parce que l'humidité permet une dissolution des dépôts de surface et leurs pénétrations à travers la cuticule, d'autre part, parce qu'elle augmente le degré d'ouverture des stomates.

10. 2 - Facteurs édaphiques

10. 2. 1 - L'alimentation minérale

Il existe une grande incertitude dans la connaissance de l'influence exacte de la nutrition minérale sur la sensibilité des plantes vis-à-vis des éléments minérales et métalliques. En effet, certains polluants comme le NO_x et le SO₂, peuvent compensés les déficits du sol et interviennent dans l'alimentation azotée et soufrée des plantes (Deletraz et Paul, 1998).

10. 2. 2 - L'alimentation hydrique

La réduction de l'alimentation hydrique conduit à court terme à une déshydratation de la plante et à une diminution de l'ouverture des stomates, ce qui entraîne une réduction de l'absorption des polluants surtout les polluants gazeux (Deletraz et Paul 1998).

10. 3 - Facteurs biologiques

Les espèces d'un périmètre affecté par une pollution métallique ne réagissent pas de la même manière aux différents polluants. En effet, ce sont des facteurs morphologiques et physiologiques qui déterminent la résistance, la tolérance et la sensibilité des plantes. Or, d'autres facteurs biotiques, notamment l'âge, le stade physiologique et la présence de parasites sur la plante, ont été considérés comme des facteurs intervenant dans la sensibilité des plantes à la pollution.

En effet, les facteurs biologiques intervient dans la sensibilité des végétaux à la pollution atmosphérique par les métaux lourds sont (Deletraz et Paul, 1998) :

10. 3. 1 - La forme de la feuille

La forme de la feuille, joue un rôle important dans la sensibilité des plantes aux polluants métalliques. En effet, les feuilles larges sont très sensibles que les feuilles étroites et très découpées (Persil), ainsi la surface foliaire, joue un rôle important dans la sensibilité et même dans la contamination des végétaux par les métaux lourds surtout par voie aérienne.

10. 3. 2 - L'épiderme

Les particules métalliques et les autres polluants émis lors de la circulation routière, sont mieux captés par les feuilles avec des surfaces rugueuses ou gaufrées et d'une pilosité. Cette dernière, favorise la rétention des polluants par rapport aux feuilles avec épiderme lisse et recouverte d'une cuticule. En effet, pour le même site et la même durée d'exposition à la pollution métallique d'origine trafic routier, les feuilles de *Terminalia catapa*, qui sont rugueuses et larges, accumulent environ deux fois plus de plomb, par rapport aux feuilles de *Nerium oleande* qui sont lisses et larges (Madany et al., 1990). Little (1978), constate que les feuilles rugueuses ou chevelues, peuvent collecter dix fois plus de plomb par rapport aux feuilles lisses. Ainsi, les feuilles de Ronce collectent plus de plomb et de zinc par rapport aux feuilles de Rhododendron, car les feuilles de Ronce sont velues et les feuilles de Rhododendron sont lisses et cireuses, ce qui entraîne le lavage de plomb et de zinc déposé sur les feuilles par la pluie. A l'inverse, ce sont les tiges de Rhododendron qui accumulent plus de poussières que le Ronce, parce que les tiges de Rhododendron sont velues (Flanagan et al., 1980).

10. 3. 3 - La fréquence de stomates

La fréquence de stomates, est un facteur important dans la sensibilisation et même la contamination de végétaux par les différents polluants. Sharma (1987), remarque que les feuilles de Cannabis poussent à proximité d'une autoroute en Inde, diminuent le nombre de stomates, ce qui permet de réduire la pénétration des gaz polluants d'origine trafic routier à l'intérieur de la plante à travers les stomates. Ainsi, Deletraz et Paul (1998), ont signalé que les plantes soumises à une atmosphère polluée réagissent par la fermeture de stomates, afin d'augmenté la résistante de la plante à la pollution.

Généralement, chez les plantes résistantes à la pollution la fermeture des stomates est rapide, par contre, chez les plantes sensibles la fermeture des stomates est faible et lente (Deletraz et Paul, 1998).

10.3.4 - La chimie de surface

La chimie des cires épicuticulaires, détermine les propriétés de mouillabilité de la feuille et donc de la capacité de rétention des solutions aqueuses par les surfaces foliaires. Par exemple, la cuticule épaisse des feuilles de Peuplier noir, entraîne la chute des solutions salines sous forme de gouttelettes lorsque les branches sont agitées, cependant, les aiguilles de Pin et d'Epicéa, sont riches en terpènes et ceci augmente leurs adhésivités et ils accumulent plus des substances sur leur surface, ainsi, la concentration en lipides des plantes influe également sur la teneur en hydrocarbures aromatiques polycyclique (HAP) dans les végétaux (Dimitri, 1981).

Au cours d'une étude effectuée dans le centre d'une ville américaine dont l'intensité du trafic routier est moyenne, Simonich et Hites (1994), ont prélevé des échantillons de feuilles de végétaux poussent à proximité des routes et autoroutes, ils sont remarqués que les tissus contenant plus de lipides, montrent également les teneurs en HAP les plus importantes, en effet, les cires cuticulaires sont de très bons accumulateurs des composés organiques notamment les HAP.

11 - Facteurs intervenant dans la capacité de tolérance, d'assimilation ou de la résistance des végétaux à la pollution métallique

L'aptitude d'une plante à supporter une atmosphère polluée n'est pas exclusivement liée à des facteurs structuraux ou à sa capacité de limiter ses échanges gazeux. Selon Deletraz et Paul (1998), les mécanismes physiologiques permettant les végétaux de résister à un polluant, mettent en jeu un grand nombre des cibles cellulaires et dépendent de plusieurs facteurs notamment :

11.1 - L'âge et le stade physiologique

La sensibilité des feuilles des végétaux à la pollution métallique d'origine trafic routier, varie selon l'âge des feuilles. En effet, chez les dicotylédones, les feuilles atteignent leur plus grande sensibilité lorsque leur développement est maximal. A ce stade, les stomates sont pratiquement tous fonctionnels et il apparaît des espaces intercellulaires. Par contre, chez les jeunes feuilles, les stomates sont présents en grande quantité, mais ne sont pas tous fonctionnels et les échanges gazeux sont donc limités, ce qui confère à la feuille une plus grande résistance (Deletraz et Paul, 1998). Les stades de croissance rapide et de forte activité métabolique, semblent correspondre aux périodes au cours desquelles les plantes sont les plus sensibles à la pollution (Kammerbauer et *al.*, 1986).

Or, les espèces agricoles, présentent une sensibilité maximale pendant les premières semaines de développement (Guderian et *al.*, 1985). Ainsi, la sensibilité des pousses d'Épicéa aux gaz d'échappement, varie selon leur stade de développement, en effet, une exposition de 30 minutes dans une enceinte fermée, provoque un brunissement immédiat des jeunes pousses, par contre, chez les pousses les plus âgées le même brunissement est observé mais après une période d'exposition plus longue. Généralement, les plantes sont très vulnérables à la pollution atmosphérique lors de la floraison et la fécondation (Deletraz et Paul, 1998).

11.2 - Maladies et parasites

Les plantes des zones fortement polluées, sont plus sensibles aux attaques des insectes et aux maladies, notamment les plantes exposées à la pollution métallique chronique d'origine trafic routier. En effet, les attaques parasitaires, augmentent la sensibilité des végétaux aux différents polluants de l'air (Deletraz et Paul, 1998). Généralement, les plantes affaiblies par les attaques parasitaires et les maladies, sont les plus sensibles à la pollution.

11.3 - La durée d'exposition à la pollution atmosphérique

Outre la concentration des polluants dans l'atmosphère, la durée d'exposition à la pollution est en relation directe avec laquelle le végétal peut résister aux différents polluants (Deletraz et Paul, 1998). En effet, les tiges de Rhododendron sont plus chargées en poussières que celles de Ronce, parce que les tiges de Rhododendron débutent leurs croissance plus tôt au printemps, ce qui allonge la période pendant laquelle elle sont exposées à l'air chargé de poussière (Flanagan et *al.*, 1980).

12 - Les conventions internationales sur la lutte contre la pollution atmosphérique

L'historique des conventions sur la lutte contre la pollution atmosphérique locale et transfrontière à longue distance, remonte aux années 60, époque à laquelle des scientifiques ont montré qu'il y avait un rapport entre les émissions de soufre dans le continent Européen et l'acidification des lacs Scandinaves, en effet, la convention a été le premier instrument international conçu pour protéger l'environnement contre les menaces croissantes des pluies acides et de brouillard photooxydant (Catinon, 2010).

La « **convention de Genève** », c'est la première convention internationale sur la lutte contre la pollution atmosphérique. Elle est mise en place en 1979, mais elle est entrée en vigueur en 1983. Huit protocoles ont suivi par la suite, ils exposent les engagements complémentaires pris par les états Européenne pour lutter contre la pollution atmosphérique transfrontière (Catinon, 2010). Ces engagements concernent la surveillance et l'évaluation des émissions de soufre, d'oxyde d'azote, des composés organiques volatiles et des métaux lourds. Cependant, plusieurs protocoles ont été mis en place dans le cadre de la convention de Genève notamment :

Le « **protocole EMEP** », mis en place en 1984, il est déjà mentionné dans les textes de la convention de Genève, il est pour objectif principal la surveillance et l'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe.

Le « **protocole soufre** », mis en place en 1985, c'est un protocole relatif à la réduction des émissions annuelles de soufre en 30%.

Le protocole de 1988 sur les oxydes d'azote « **protocole oxydes d'azote** », il est pour objectif la réduction des émissions des oxydes d'azote.

Le protocole de 1994 relatifs aux émissions de soufre « **second protocole soufre** », il fixe les limites admissibles pour les émissions de soufre des pays concernés par ce type de pollution. Ainsi, en France la surveillance de la qualité de l'air, a été adoptée dans la loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie « **LAURE** », mis en place en décembre 1996.

Deux protocoles ont été adoptés en 1998 sur des polluants atmosphériques qui n'étaient pas couverts par les protocoles précédents, notamment le protocole de 1998, relatif aux émissions de métaux lourds « **protocole métaux** », concerne les problèmes environnementaux liés au transport à longue distance de métaux lourds. Il est axé dans un premier temps sur le cadmium, le plomb et le mercure, mais il prévoit la possibilité d'ajouter d'autres métaux lourds à cette liste. Le protocole métaux, vise à réduire les émissions des trois métaux (Cd, Pb et Cu) d'origine industriels, tels que la combustion et l'incinération de déchets industriels.

En outre, le protocole de 1998, relatif au polluant organique persistant (POP) « **protocole POPs** », vise à lutter contre la dissémination dans l'environnement des pesticides et des produits chimiques industriels (comme les dioxines), qui se forment spontanément lors de l'incinération des déchets et de la combustion.

Le « **protocole de Göteborg** », mis en place en 1999, il porte sur plusieurs polluants et leurs effets. Il vise aussi, à lutter contre l'acidification et l'eutrophisation des milieux naturels, en fixant des limites pour les émissions de soufre, des oxydes d'azote, l'ammoniac et des composés organiques volatiles. Le protocole de Göteborg, s'intéresse à la fois aux problèmes environnementaux liés aux polluants atmosphériques et aux effets néfastes sur la santé humaine, causés par les mouvements transfrontaliers des polluants atmosphériques.

Par ailleurs, la nouvelle directive Européenne « **qualité de l'air** », a été mise en place le 23 avril 2008. Elle vise à établir des normes relatives aux émissions des particules fines « $PM_{2.5}$ » dans les pays de l'union Européenne. La directive « qualité de l'air », vise aussi à réduire les émissions des particules grossières « PM_{10} ». En effet, les états membres de la directive qualité de l'air, sont tenus de réduire les émissions de particule « $PM_{2.5}$ » en 20% dans les zones urbaines. Cette directive a établi de nouveaux objectifs en ce qui concerne les particules fines $PM_{2.5}$, sans modifier les normes déjà existantes.

Enfin, le « **plan régional pour la qualité de l'air en Alsace** », mis en place en décembre 2000 par le conseil supérieur d'hygiène publique de France, il fixe les limites pour les émissions de mercure de $8,7$ à 10^{-5} ng/m^3 , recommandée par l'organisation mondiale de la santé. Cependant, la mise en place des conventions et des protocoles internationales sur la lutte contre la pollution atmosphérique, ne permet pas de réduire efficacement les émissions des différents polluants dans l'atmosphère, pour cela, des agences agréées pour la surveillance de la qualité de l'air en milieu urbain et industriel, ont été mis en place dans les pays industrialisés (Catinon, 2010).

Dans les pays industrialisés, l'évolution de la pollution atmosphérique en zones urbaines et industrielles, est suivie par des stations de mesure de la qualité de l'air fixes et mobiles, ainsi que les associations agréées pour le contrôle et la préservation de la qualité de l'air à différentes échelles géographiques. En effet, dans le cadre de « LAURE », la surveillance de la qualité de l'air, est assurée par 38 associations agréées, parmi lesquelles « ASCOPARG », « AASQA » et « ADEME », ces associations sont chargées de suivre les niveaux de SO_2 , O_3 , NO_x , PM_{10} , CO et le benzène dans l'air. Or, « AASQA », est chargé de suivre les niveaux de métaux lourds dans l'air, notamment le cadmium, le mercure et le plomb d'origine trafic routier.

Généralement, dans les pays développés c'est les associations agréées qui jouent un rôle déterminant dans le contrôle de la qualité de l'air en milieu urbain. Dans ce volet, il est intéressant d'en citer quelques unes :

- ***L'Association pour le Contrôle et la Préservation de l'Air en Région Grenobloise (ASCOPARG)***: elle assure la surveillance quotidienne de la qualité de l'air dans l'agglomération Grenobloise grâce à un réseau de 10 stations de mesures, 3 sont spécifiquement urbaines, 3 consacrées au trafic routier et un pour la zone d'activité. Ces stations, mesurent le dioxyde de soufre, les dioxydes d'azote et l'ozone. Cependant, la mission principale de l'« ASCOPARG », c'est la production des données élémentaires sur la qualité de l'air en se basant sur les campagnes des mesures. En ce qui concerne les métaux lourds, seulement 6 métaux (l'arsenic, cadmium, nickel, plomb, zinc et le chrome), ont été suivis en continu par cette association. Catinon (2010), signale que depuis le début des mesures de ces 6 métaux, aucun dépassement des normes n'a été remarqué.
- ***L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME)***: elle participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans le domaine de l'environnement, de l'énergie et de développement durable. Cette agence, met ses capacités d'expertise et de conseil à la disposition des entreprises, des collectivités locales et du grand public. En outre, elle aide au financement des projets de recherche dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables et la lutte contre le bruit.
- ***La Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL)*** : elle est créée en mars 2009 en France, pour missions principales : la lutte contre les changements climatiques, la préservation de la biodiversité. Ainsi, elle contribue à l'offre de logements et à la lutte contre l'habitat indigne.

La surveillance doit porter sur l'ensemble du territoire avec obligation d'informer le public sur la qualité de l'air et l'état doit donner l'alerte en cas de dépassement de seuil. En effet, l'élaboration d'un plan régional de la qualité de l'air (PRQA), des plans de protection de l'atmosphère (PPA) et d'un Plan de Déplacement Urbain (PDU), pour les agglomérations de plus de 50000 habitants, semble être la plus pratiquée dans les pays

avancés dans ce domaine précise Benabdeli (2002). Ainsi, l'organisation mondiale de la santé émet des recommandations relatives à la qualité de l'air pour des nombreux polluants. Lors de la révision des «Air Quality Guidelines for Europe » (Consultation finale en date du 28-31 octobre 1996), le risque excédentaire de mortalité par le cancer pour une exposition à vie à été estimé comme suit :

- Pour l'arsenic $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cela veut dire qu'on évalue le nombre de 1500 personnes sur une population de 1000000, qui décèderaient à la suite d'une exposition de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'arsenic durant leur vie entière.
- Pour le nickel $3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cela veut dire qu'on évalue le nombre de 380 personnes sur une population de 1000000, qui décèderaient à la suite d'une exposition de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'arsenic durant leur vie entière.
- Pour le mercure la valeur limite fixée à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle.

13 - Aperçu sur la réglementation en matière de lutte à la pollution atmosphérique en Algérie

L'Algérie, dispose en matière de protection de l'environnement d'un arsenal juridique important, souvent difficile à mettre en place et respecter pour des raisons du manque des moyens et de stratégie. Cet arsenal juridique s'articule autour des lois cadre et des textes d'applications suivants (Benabdeli, 2002).

- La loi n°03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.
- La loi n°99-09 du 28 juillet 1999 relative à la maîtrise de l'énergie
- La loi n°01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, contrôle et à l'élimination de déchets.
- La loi n°04-20 du 25 décembre 2004 relative à la prévention des risques majeurs et la gestion des catastrophes dans le cadre du développement durable.
- Décret exécutif n° 06-198 du 31 mai 2006 définissant la réglementation applicable aux établissements classés pour la protection de l'environnement.
- Décret exécutif n° 93-184 du 27 Avril 1993 réglementant l'émission du bruit.
- Décret exécutif n°93-165 du 10/07/1993 réglementant des émissions atmosphériques des fumées, des gaz, des poussières, les odeurs et les particules solides des installations fixes.
- Décret exécutif n° 02-372 du 11 novembre 2002 relatif aux déchets d'emballage.

- Décret exécutif n° 03-410 du 5 novembre 2003 fixant les seuils limites des émissions des fumées, des gaz toxiques et des bruits par les véhicules.
- Décret exécutif n° 03-452 du 1^{er} décembre 2003 fixant les conditions particulières relatives au transport routier des matières dangereuses.
- Décret exécutif n° 03-477 du 9 décembre 2003 fixant les modalités et les procédures d'élaboration, de publication et de révision du plan national de gestion des déchets spéciaux.
- Décret exécutif n° 04-199 du 19 juillet 2004 fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système public de traitement des déchets d'emballages.
- Décret exécutif n°04-409 du 14 décembre 2004 fixant les modalités de transport des déchets spéciaux dangereux.
- Décret exécutif n°04-410 du 14 décembre 2004 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de ces déchets au niveau de ces installations.
- Décret exécutif n°05-315 du 10 septembre 2005 fixant les modalités de déclaration des déchets spéciaux dangereux.
- Décret exécutif n°06-02 du 7 janvier 2006 définissant les valeurs limites, les seuils d'alerte et les objectifs de la qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique.
- Décret exécutif n°06-104 du 28 février 2006 fixant la nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux.
- Décret exécutif n°06-138 du 15 avril 2006 réglementant l'émission dans l'atmosphère des gaz, des fumées, des vapeurs, des particules liquides ou solides, ainsi que les conditions dans lesquelles s'exercent leurs contrôles.
- Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.
- Décret exécutif n° 06-198 du 31 mai 2006 définissant la réglementation applicable aux établissements classés pour la protection de l'environnement.
- Décret exécutif n°2000-73 du 01/04/2000 complétant le décret exécutif n°93-165 du 10/07/1993.
- Décret exécutif n°02-372 du 11/11/2002 relatif aux déchets d'emballage.
- Termes de références des audits environnementaux et études d'impact sur l'environnement recommandés par le ministère de l'aménagement du territoire, de l'environnement et du tourisme.

- L'instruction ministérielle R1 du 22/09/2003 relative à la maîtrise et à la gestion des risques industriels impliquant des substances dangereuses.
- L'instruction ministérielle A1 du 14 septembre 2003 fixant le dispositif d'information et d'alerte du public ainsi que les moyens de lutte à mettre en œuvre en cas d'épisode de pollution atmosphérique.
- L'instruction ministérielle R2 de février 2005 relative à la prévention, la maîtrise et la gestion des risques industriels et énergétiques.

Chapitre III

Caractéristiques écologiques des zones d'étude

Chapitre III

Caractéristiques écologiques des zones d'étude

1 - Synthèse sur les caractéristiques écologiques des zones d'études

L'objectif de ce travail, est l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds issus du trafic routier, sur quelques espèces forestières de l'Ouest Algérien. Cet objectif, ne peut être atteint que si une localisation dans l'espace est faite. En effet, les zones d'études sont trois : la région de Mascara, la région de Saida et la région de Sidi Bel Abbès.

Le choix de ces zones d'étude, se justifie par la présence des espèces forestières intéressantes localisées à proximité du réseau routier. A cet effet, et à la suite d'une longue tournée de prospection sur le terrain, le choix s'est fixé sur les espèces forestières introduites en milieu urbain et le long des axes routières dans la ville de Mascara, Saida et Sidi Bel Abbès.

Présenter d'une manière assez synthétiques les principaux paramètres écologiques de la ville de Mascara, Saida et Sidi Bel Abbès, pouvant servir de référence pour analyser les résultats obtenus et surtout informer le lecteur sur l'étude du milieu de déroulement de l'expérimentation, c'est l'objectif principal assigné à ce chapitre.

2 - Caractéristiques écologiques de la ville de Mascara

2.1 - Situation géographique

La wilaya de Mascara, est située au Nord-ouest de l'Algérie à $2^{\circ},11$ de longitude Ouest et $35^{\circ},26$ de latitude Nord. Elle s'étend sur une superficie de $584,815 \text{ km}^2$ et est délimitée au Nord par les wilayas d'Oran et Mostaganem, à l'Est par les wilayas de Tiaret et Relizane, au Sud par la wilaya de Saida et à l'Ouest par la wilaya de Sidi Bel-Abbès.

La commune de Mascara, chef lieu de la wilaya, elle est située au centre de la wilaya, limitée au Nord par la commune de Mamounia, au Sud par celle de Frouha et Tizi, à l'Est par la commune de Maoussa et Matmoure et à l'Ouest par la commune de Keurt (figure 16). Elle s'étend sur une superficie de 80 km^2 (D.P.A.T, 2011a).

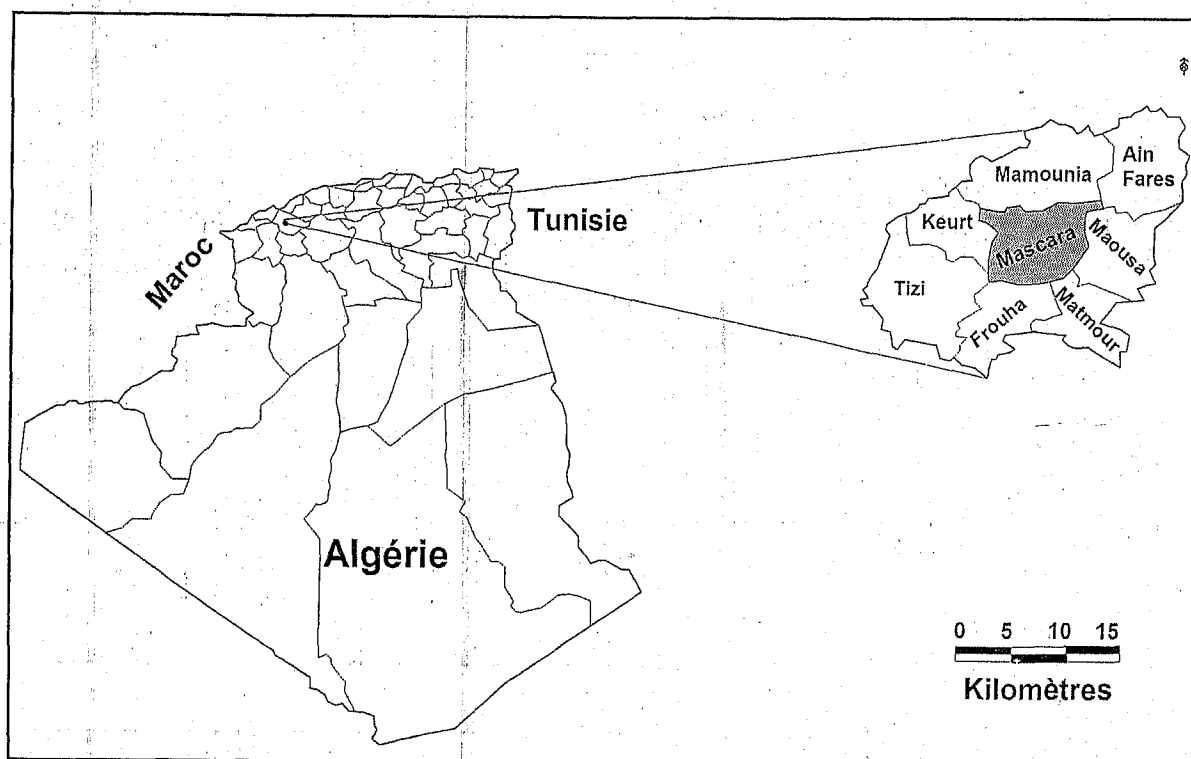


Figure 16 : Situation géographique de la ville de Mascara

2. 2 - Quelques paramètres climatiques

Les facteurs climatiques, interviennent principalement dans les phénomènes de formation des polluants secondaires, mais surtout dans les émissions et la déposition des polluants atmosphériques (Fantan, 2004). Pour l'étude climatique de la ville Mascara, les données utilisées sont celles de la station météorologique de Mascara.

2. 2. 1 - Les précipitations

La connaissance de l'évolution des précipitations dans la ville de Mascara, est nécessaire pour mieux comprendre les interactions des polluants atmosphériques avec les facteurs climatiques, pour évaluer ce facteur il a été jugé utile de prendre les données pluviométriques au niveau des institutions en charge de ce domaine.

Tableau 2 : Précipitations moyennes mensuelles, période 1980 à 2003.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
P(mm)	33,95	39,72	39,35	29,54	24,25	4,44	2,6	4,76	19,58	27,5	44,92	39,83	310,44

L'exploitation de ces données, confirme que les précipitations les plus importantes sont concentrées dans les mois de novembre, décembre, janvier, février et mars où on relève une valeur moyenne de plus de 36 mm. Les mois de juin, juillet et août, sont les plus secs avec moins de 5mm de pluie.

On ce qui concerne le régime saisonnier, il est de type HAPE, caractérisé par une irrégularité inter-saisonnière et inter-annuelle ; typique du climat méditerranéen.

2. 2. 2 – La température

Elle constitue un autre facteur climatique d'importance majeure, agissant directement sur la chimie des éléments polluants, surtout dans le cas de la formation des polluants secondaire à partir des polluants primaires. D'autre part, les phénomènes d'inversion thermique, jouent aussi un rôle important dans le phénomène de la pollution. En effet, pendant la nuit, l'air à proximité du sol se refroidit par les rayonnements nocturnes vers l'espace, et pendant le matin, les couches d'air près du sol sont plus froides que les couches situées en grandes altitudes qui s'échauffent par les rayonnements solaires, créant ainsi une inversion thermique. Ces phénomènes, freinent la dispersion verticale des polluants et bloquent ces derniers sous la couche d'inversion qui joue le rôle de couvercle thermique. Ces inversions thermiques, sont fréquemment rencontrées le matin avant l'établissement de la brise de vallée et bloquent la pollution localement, ceci peut engendrer les dégâts aux végétaux naturels (Fantan, 2004).

Deux types de températures, ont été retenus pour caractériser la ville de Mascara : la température moyenne minimale **m** et la température moyenne maximale **M**.

Tableau 3: Température moyenne mensuelle minimale et maximale, période 1980 à 2003.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
m°C	2,59	3,32	5,16	6,86	10,22	16,37	17,11	17,77	15,47	11	6,99	4,37
M°C	14,60	16,21	19,05	20,90	25,1	31,28	35	35,36	30,94	24,98	19,08	15,42
M+m/2	9,89	9,72	12,10	13,88	17,66	23,82	26,05	26,56	23,20	17,99	13,05	9,89
M-m	12,01	12,89	13,89	14,04	14,88	14,91	17,89	17,59	15,47	13,98	12,09	11,05

L'exploitation des données de la température, montrent deux saisons bien distincts, l'une humide et froid et l'autre sèche et chaude. La température moyenne minimale, reste relativement stable durant la période froide et se situe entre 2,6 et 6,7°C. Par contre, la température moyenne maximale observée, est localisée au mois de juillet et août avec 35,36°C, les mois de juin à septembre, restent les plus chauds alors que la période froide

s'étend du mois d'octobre à mai soit 8 mois. La température moyenne minimale, est observée au courant du mois de décembre et janvier avec une valeur de 2,59°C.

2. 2. 3 - L'humidité relative

L'humidité de l'air, intervient aussi dans le phénomène de la pollution atmosphérique, il favorise certaines réactions chimiques surtout la formation des polluants secondaires à partir des polluants primaires. D'autre part, son rôle de modérateur vis-à-vis des variations de température des masses d'air en mouvement. L'humidité, joue aussi un rôle dont le captage des particules polluantes en suspension par les gouttelettes d'eau (Dambrine et *al.*, 2001).

Tableau 4: l'humidité relative moyenne mensuelle, période 1980 à 2003.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
Hr %	74,4	72,95	69,92	65,34	52,88	52,08	46,47	49,05	57,05	65,35	72,87	76,47

Les données ci-dessus sur l'humidité relative moyenne mensuelle, soulignent la clémence du climat en matière d'humidité. En dehors des mois de juin à août, elle reste supérieure à 60% et est d'un apport en eau appréciable car une partie du déficit pluviométrique, peut être compensé par la vapeur de l'air (humidité relative), ce qui influe également sur la pollution de l'air.

2. 2. 4 - Le vent

C'est un facteur de transport des polluants, ainsi la présence des obstacles (relief, bâtiments, zone montagneuse) perturbe la direction du vent et la pollution peut alors retourner en arrière et revenir à son site d'origine (Masclat, 2005). Le vent, possède une vitesse exprimée en m/s, km/h ou noeud et une direction exprimée en fonction de la rose des vents. En effet, dans la ville de Mascara les vents dominants, sont de direction Nord-ouest. Cependant, le nombre des jours de Sirocco dans cette ville, est de 15 à 20 jours par an (O.M.N, 2011).

2. 2. 5 - Synthèse climatique

2. 2. 5. 1 - Quotient pluviothermique d'Emberger

Pour les régions méditerranéennes, on continue à utiliser le quotient d'Emberger (1955) même si celui de Stewart (1969) semble plus approprié (Benabdeli, 1983). Ce quotient fait intervenir les paramètres suivants:

P : la moyenne annuelle des précipitations en (mm).

M : la moyenne des températures maximales du mois le plus chaud (en degrés K).

m : la moyenne des températures minimales du mois le plus froid (en degrés K).

$$Q_2 = 2000P / (M^2 - m^2)$$

Le quotient pluviothermique d'Emberger (Q_2) de la ville de Mascara, est de 32,44 localisant la zone d'étude dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais (figure 17).

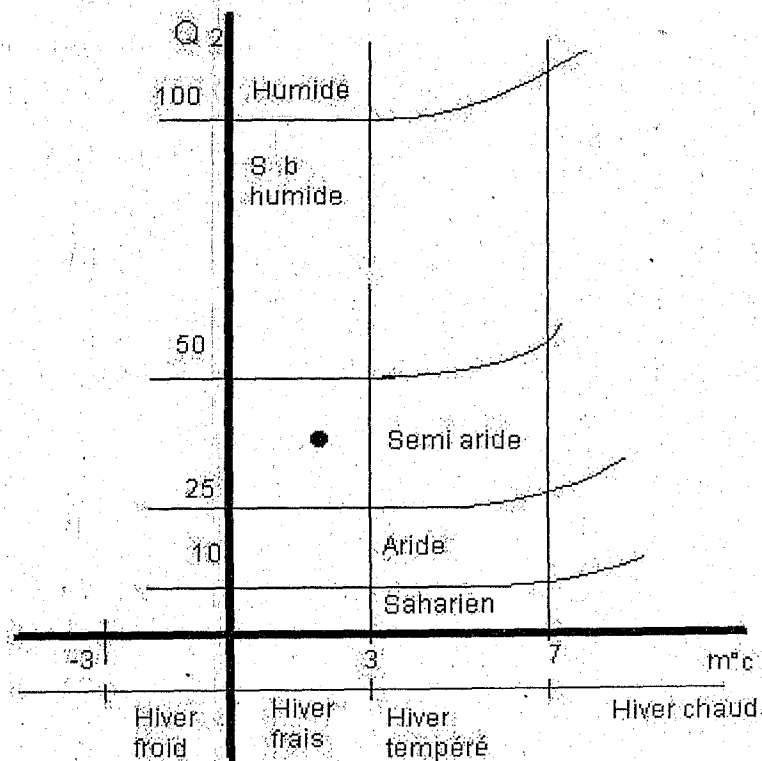


Figure 17 : Climagramme d'Emberger de la ville de Mascara

2. 2. 5. 2 - Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1954)

Le système de diagramme Ombrothermique proposé par Bagnouls et Gaussen (1954) et amélioré par certains auteurs, permet de calculer la durée de la saison sèche, en portant la pluviométrie mensuelle (P mm) et la température moyenne mensuelle (T °C) sur le même graphe. La zone comprise entre la courbe pluviométrique et celle des températures, constitue la zone sèche. On considère qu'un mois est sec si: $P \text{ mm} < 2 T^{\circ}\text{C}$.

Tableau 5: Moyennes mensuelles des températures et des précipitations, période 1980 à 2003.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
P moy(mm)	33,95	39,72	39,35	29,54	24,25	4,44	2,6	4,76	19,38	27,50	44,92	39,83
T moy(°C)	9,89	9,72	12,10	13,88	17,66	23,82	26,05	26,56	23,20	17,99	13,05	9,89

L'exploitation de ces données, permet surtout d'évaluer la période sèche qui constitue un indicateur pertinent en matière de pollution atmosphérique puisqu'il détermine la longueur de cette période où le feuillage des arbres n'est pas nettoyé par la pluie.

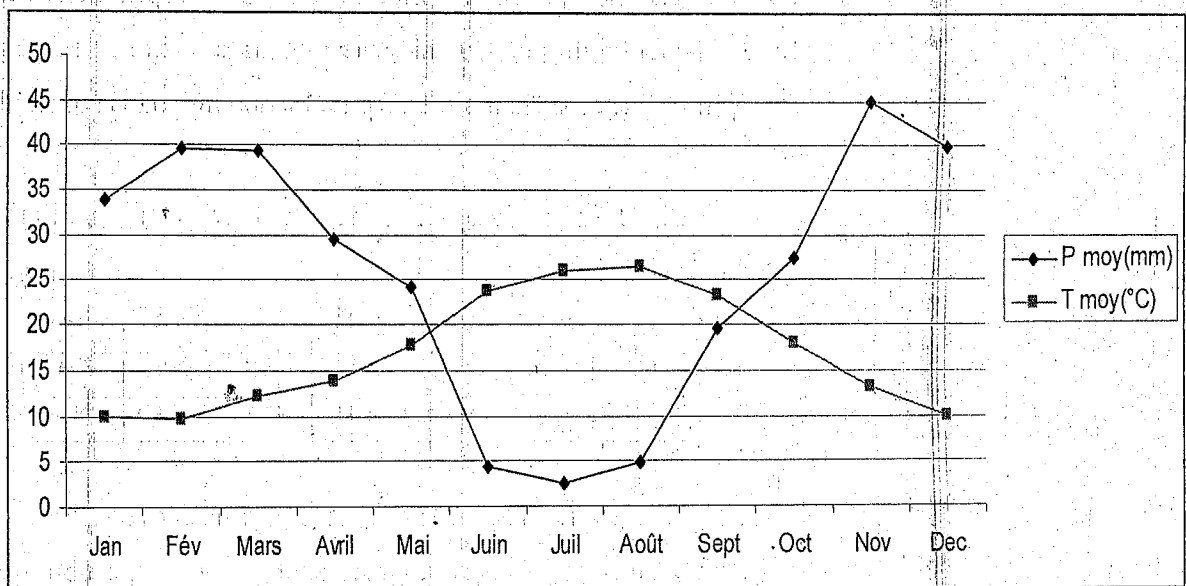


Figure 18: Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la ville de Mascara

Selon le diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la ville de Mascara, sa durée de la période sèche, dépasse généralement quatre mois par an; elle s'étale du mois de mai jusqu'au mois de septembre.

2.3 - Quelques aspects pédologiques

D'après Aouf (1982), à Mascara les sols sont en générale de texture argilo-calcaire et sablonneuse, la partie ondulée et montagneuse à proximité de Mascara, est composée de sédiments du Miocène avec dominance des marnes et des argiles, des sables pour la zone de Khalouia et El Bordj et des marnes avec le sable dans la zone de Ain Faress.

Les collines et la plaine de Mascara à partir de Khalouia, sont recouvertes de sédiments du Quaternaire, alors que la plaine est généralement de formation quaternaire plus récente. Une grande partie est recouverte de vieux sédiments alluvionnaires. Généralement, des sols de composition texturale plutôt lourde (dominance des argiles) et d'une structure assez grossière appartenant à la catégorie des vertisols, relativement riches en matière nutritive caractérisé par une bonne rétention d'humidité. Cependant, au niveau de la ville de Mascara, les sols sont généralement des sols calcaires en mélange d'argile (L.N.H.C, 2010).

3 - Le réseau routier et les voies de communication dans la ville de Mascara

Partant du principe que la ville n'est pas une unité stable, il est utile de faire une étude sur la dynamique des surfaces en matière d'urbanisme pour tenter de faire une corrélation avec la superficie de la ville et le réseau routier. La ville de Mascara date de la période coloniale, elle a connu ces dernières décennies, une extension importante du fait d'une urbanisation intense caractérisée essentiellement par un éclatement du noyau urbain et un rythme de croissance urbaine remarquable.

La ville de Mascara, s'étend actuellement sur une superficie de l'ordre de 80Km². En ce qui concerne la population, elle n'était que 37690 habitants en 1966, pour atteindre 87563 habitants en 1998 et pratiquement 120 000 en 2010 (D.P.A.T, 2011a). Cet accroissement de la population, est soldé par une restructuration de l'espace urbain, de par le nombre des nouveaux quartiers et des nouvelles voies de communications, ainsi par l'augmentation du nombre des véhicules. Cette ville, dispose actuellement un réseau de voirie assez dense et très différencié, il diffère d'un quartier à un autre. En effet, à l'hyper centre les principaux axes de caractéristiques géométriques relativement bonnes, permettant une bonne accessibilité aux différents endroits. Il subsiste néanmoins quelques voies avec des chaussées plus réduites.

Cependant, le réseau de voirie dans son ensemble dispose des bonnes caractéristiques géométriques et de largeur de voies de circulation, dépassant 3m, à l'exception d'un dysfonctionnement au niveau de quelques carrefours, aussi il y a lieu de souligner, l'existence d'axes avec qu'une seule voie de circulation, ayant une chaussée très étroite. Quant à

l'hierarchisation du réseau, elle relève 3 types des voies dont : les voies principales, les voies de distribution ou secondaires et les voies de dessert ou tertiaires (figure 19).

Les voies principales, assurent la liaison entre la ville et les communes avoisinantes, elles assurent également de relier l'ensemble du réseau de distribution. Les voies de distribution, assurent les échanges entre le centre ville et les quartiers périphériques. Les voies de dessert, permettent l'accès aux quartiers et aux habitations. En effet, le réseau des voiries de la ville de Mascara, ne présente guère de problème de circulation, il est en majorité à circulation bidirectionnelle avec 70% des sections, 30% de ce réseau présente des sections unidirectionnelles (Direction du transport de la wilaya de Mascara, 2011).

3.1 - Le parc automobile de la ville de Mascara

Le parc automobile de la ville de Mascara, est constitué de plus de 508300 véhicules, dont plus de 60%, sont des véhicules particuliers, cependant, ces dernières années, le taux de motorisation des ménages a relevé une progression de 32% du trafic. Ce parc, se renouvelle lentement 82% représente les véhicules âgés de plus de 15 ans. Les véhicules âgés, sont les plus polluants (Lakhdari et Benabdeli, 2012). Donc le parc automobile de la ville de Mascara, est jugé vieux, ce qui ne joue pas en faveur de la qualité de l'air et de la pollution dans cette ville. Par ailleurs, il est utile de souligner, que les véhicules de transport occupent une place importante avec 5% du trafic, en outre, le poids lourd, présente 3% du trafic global qui demeure un chiffre important en milieu urbain, donc le total des véhicules motorisés dans la ville de Mascara, est de 510000, tous les catégories confondus (Direction du transport de la wilaya de Mascara, 2011).

3.1 - Le parc automobile de la ville de Mascara

Le parc automobile de la ville de Mascara, est constitué de plus de 508300 véhicules, dont plus de 60%, sont des véhicules particuliers, cependant, ces dernières années, le taux de motorisation des ménages a relevé une progression de 32% du trafic. Ce parc, se renouvelle lentement 82% représente les véhicules âgés de plus de 15 ans. Les véhicules âgés, sont les plus polluants (Lakhdari et Benabdeli, 2012). Donc le parc automobile de la ville de Mascara, est jugé vieux, ce qui ne joue pas en faveur de la qualité de l'air et de la pollution dans cette ville. Par ailleurs, il est utile de souligner, que les véhicules de transport occupent une place importante avec 5% du trafic, en outre, le poids lourd, présente 3% du trafic global qui demeure un chiffre important en milieu urbain, donc le total des véhicules motorisés dans la ville de Mascara, est de 510000, tous les catégories confondus (Direction du transport de la wilaya de Mascara, 2011).

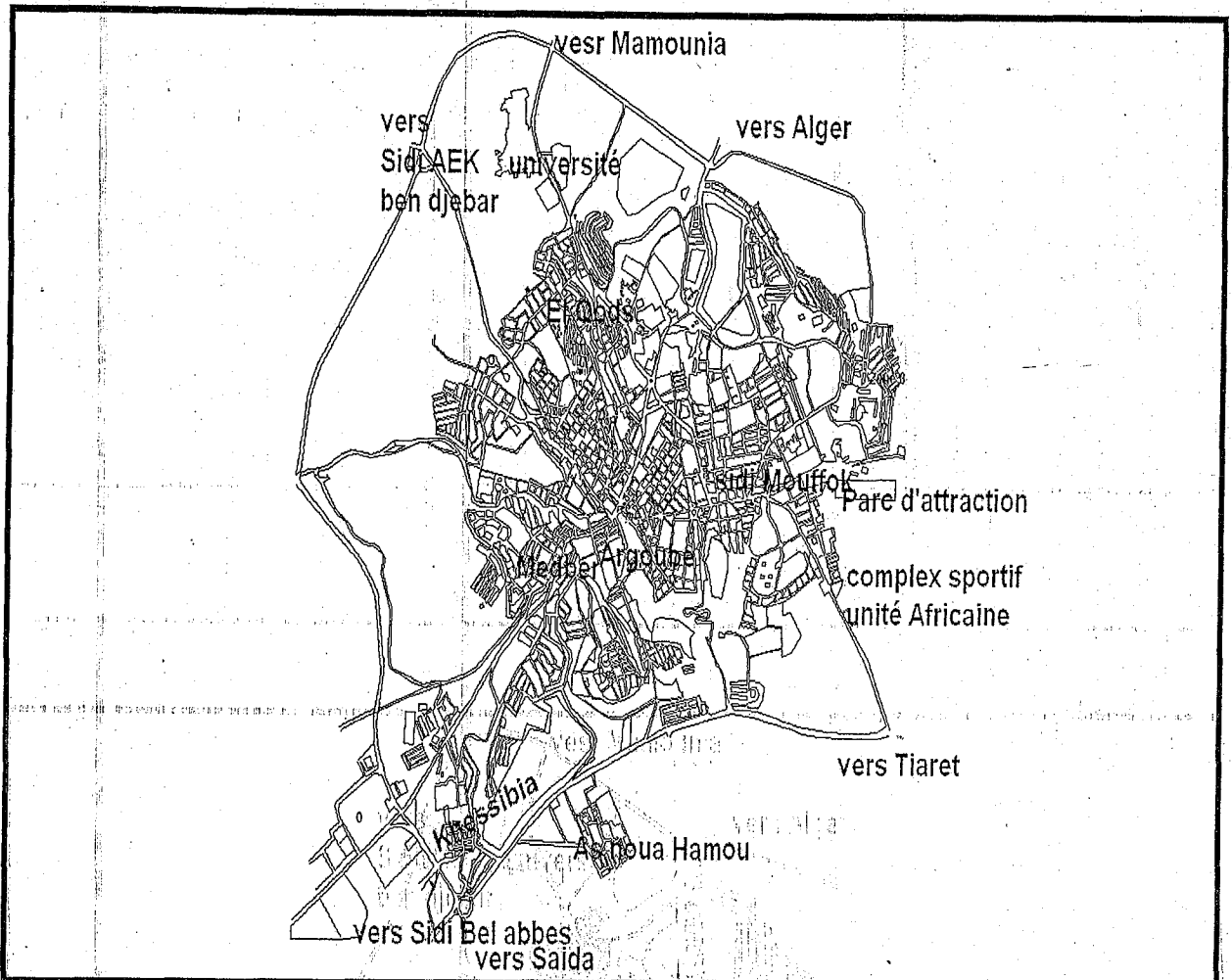


Figure 19: Réseau routier et voies de communications de la ville de Mascara

4 - Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Mascara

Les différentes espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Mascara, sont très diversifiées sur le plan biologique et systématique. En effet, dans de la ville de Mascara, le casuarina (*Casuarina equisetifolia*) à été trouvé comme l'espèce forestière dominante. Cette espèce, est très utilisée comme une plante ornementale dans les jardins publics et comme brise vent (Lakhdari, 2005). Le tableau suivant, donne un aperçu sur les principales espèces présentes dans la ville de Mascara.



Figure 20: Réseau routier et voies de communications de la ville de Mascara

Tableau 6 : Les différentes espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Mascara.

Nom scientifique	Nom commun
<i>Acacia cyanophylla</i>	Mimosa à feuille bleue
<i>Acacia dealbata</i>	Mimosa d'hiver
<i>Acacia retinoïdes</i>	Mimosa de quatre saisons
<i>Acer negundo</i>	Erable negundo
<i>Adhatoda vasica</i>	Justicia adhatoda
<i>Agave americana</i>	Agave d'Amérique
<i>Ailanthus altissima</i>	Ailanthus glandulosa
<i>Araucaria excelsa</i>	Pin de norfolk
<i>Biota orientalis</i>	Thuya d'orient
<i>Bougainvillea spectabilis</i>	Bougainvillée
<i>Brachychiton populneum</i>	Brachychiton
<i>Caesalpinia gilliesii</i>	Oiseau de paradis
<i>Casuarina equisetifolia</i>	Casuarina
<i>Celtis australis</i>	Micocoulier
<i>Ceratonia siliqua</i>	Caroubier
<i>Cercis siliquastrum</i>	Arbre de Judée
<i>Citrus aurantium</i>	Bigaradier
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cyprés toujours vert.
<i>Eucalyptus camaldilensis</i>	Eucalyptus
<i>Euonymus japonicus</i>	Fusain du japon
<i>Ficus carica</i>	Figuiér commun
<i>Ficus retusa</i>	Ficus
<i>Fraxinus excelsior</i>	Frêne élevé
<i>Gleditschia triacanthos</i>	Févier d'Amérique
<i>Grevillea robusta</i>	Chêne à soie
<i>Jacaranda ovalifolia</i>	Jacaranda
<i>Lantana camara</i>	Lantaniér
<i>Ligustrum japonicum</i>	Troène du Japon
<i>Ligustrum sp</i>	Troène de Californie
<i>Machaerium tipu</i>	Machaerium
<i>Melia azedarach</i>	Lilas des Indes
<i>Morus alba</i>	Mûrier blanc
<i>Morus nigra</i>	Mûrier noir
<i>Myoporum laetum</i>	Myoporum
<i>Nerium oleander</i>	Laurier rose
<i>Nicotiana glauca</i>	Nicotiana
<i>Olea europaea</i>	Olivier
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Parkinsonia
<i>Phoenix canariensis</i>	Palmier de Canaries
<i>Phoenix dactylifera</i>	Palmier dattier
<i>Pinus halepensis</i>	Pin d'Alep
<i>Pistacia lentiscus</i>	Lentisque
<i>Pittosporum tobira</i>	Pittosporum
<i>Platanus acerifolia</i>	Platane à feuille d'érable
<i>Populus alba</i>	Peuplier blanc

<i>Populus nigra</i>	Peuplier noir
<i>Prunus amygdalus</i>	Amandier
<i>Prunus cerrulata</i>	Cerisier à fleurs
<i>Robinia pseudacacia</i>	Robinier faux acacia
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Romarin
<i>Schinus molle</i>	Faux poivrier
<i>Sophora japonica</i>	Sophora du japon
<i>Tamarix africana</i>	Tamaris d'Afrique
<i>Ulmus campestris</i>	Orme champêtre
<i>Vitis vinifera</i>	Vigne
<i>Washingtonia filifera</i>	Palmier washingtonia
<i>Yucca elephantipes</i>	Yucca géant

5 - Caractéristiques écologiques de la ville de Saida

5.1 - Situation géographique

C'est dans l'ensemble géographique des hauts plateaux telliens, que se situe la wilaya de Saida qui est limitée naturellement au Sud par le chott Chergui, au Nord par la wilaya de Mascara, au Sud par celle d'El Bayadh, à l'Est par la wilaya de Tiaret et à l'Ouest par la wilaya de Sidi bel Abbés.

La wilaya, regroupe six dairates, coiffant 16 communes. Elle couvre une superficie de 6613 km², elle est caractérisée par un espace agro-sylvo-pastoral. La ville de Saida, est le chef lieu de la wilaya, elle est limitée au Nord par la commune d'Ouled khaled, au Sud par celle d'Aïn El Hadjar, à l'Est par la commune d'El Hassasna (figure 20). La ville de Saida, s'étend sur une superficie de 56 Km² (Srathpo, 2008).

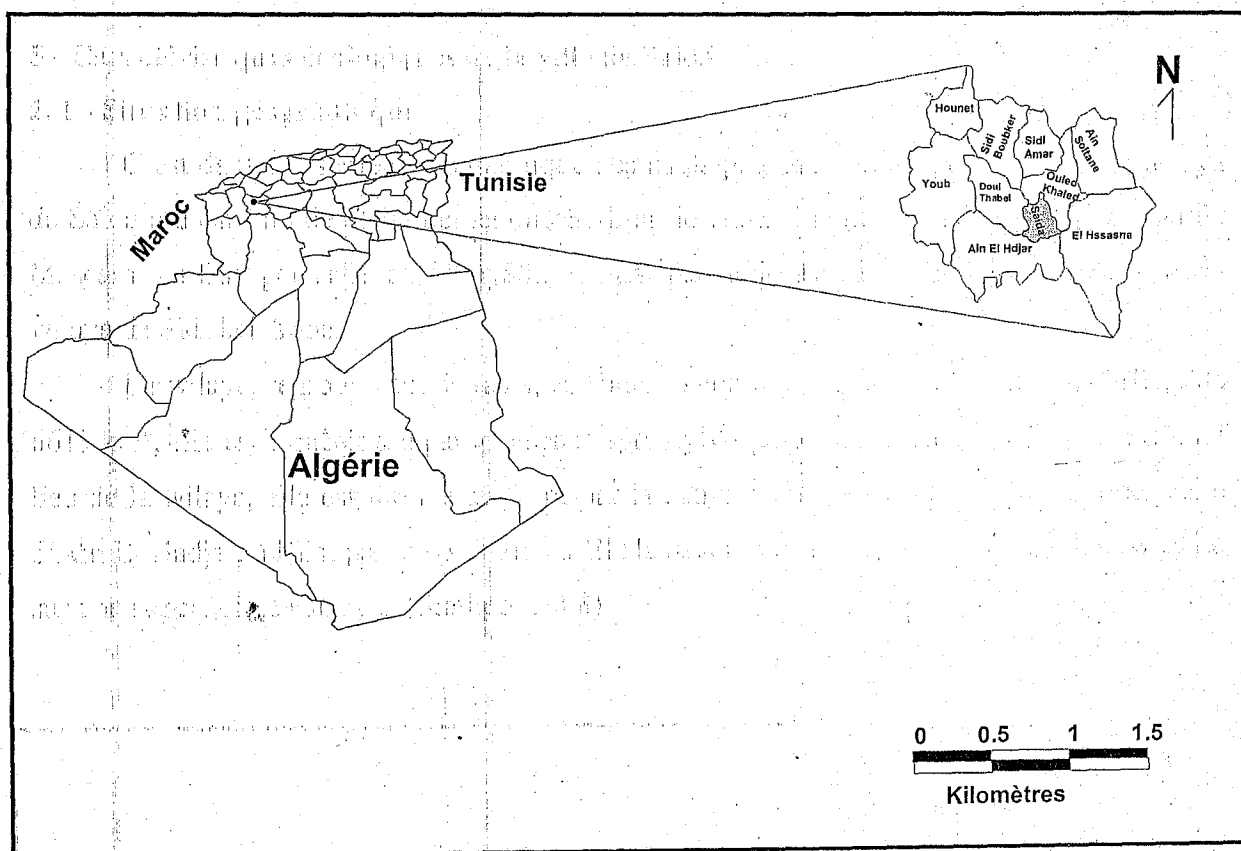


Figure 20: Situation géographique de la ville de Saida

5. 2 - Quelques paramètres climatiques

Le facteur climatique, est toujours important dans n'importe quelle étude (agriculture, paysage, utilisation des sols...), il constitue ainsi un élément déterminant dans le phénomène de la pollution atmosphérique surtout en milieu urbain. En effet, la qualité de l'air, n'est pas seulement dépendante de la quantité des polluants émis par les sources de la pollution, mais elle est également liée aux conditions climatiques (Fantan, 2004). Pour l'étude climatique de la ville de Saida, les données utilisées sont celle de la station météorologique de Rebahia.

5. 2. 1 - Les précipitations

Les précipitations, participent largement au processus de lessivage de l'atmosphère et à l'élimination des polluants. Les précipitations, interviennent aussi dans la composition chimique élémentaire du dépôt particulaire foliaire, en lessivant l'atmosphère et conduisant à une déposition humide de particules sur les surfaces foliaires, ou par élimination (en lessivant les surfaces foliaires et éliminant les particules faiblement fixées par les cires cuticulaires) (Fantan, 2004).

Tableau 7 : Précipitations moyennes mensuelles, période 1980 à 2000.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
P (mm)	37,4	41,2	44,3	36	30,6	12,4	2,7	2,3	12	45	51,3	40,1	355,3

L'exploitation des données de précipitations de la ville de Saida, permettent de distinguer deux périodes contrastées, une période humide et froide, l'autre sèche et chaude. Les précipitations estivales, sont souvent des pluies torrentielles. La ville de Saida, reçoit en moyenne une pluviométrie moyenne annuelle de l'ordre de 355,3 mm ; la période pluvieuse s'étale généralement du mois de septembre au mois de mai, soit 9 mois avec un maximum au printemps et en hiver. Les mois les plus arrosés avec 69 % de la tranche pluviométrique, sont les mois d'octobre (45 mm) et novembre (51.3 mm). Les minima, sont enregistrés en été où sévit la sécheresse estivale caractéristique essentielle du climat méditerranéen.

Les fluctuations climatiques d'une année à l'autre, sont une des caractéristiques de la zone d'étude, au même titre que toute la région et constituent un facteur climatique important en matière de corrélation entre la pluviométrie et la pollution atmosphérique. Il va de soit que cette répartition spatiale et même temporelle, conditionne pour une grande part l'évolution du

phénomène de pollution atmosphérique. Le régime pluviométrique saisonnier de la ville de Saida, est de type HPAE.

5. 2. 2 - La température

La température, intervient principalement dans les réactions photochimiques de certaines polluants, tandis que le froid diminue la volatilité de certaines gaz (Dambrine et *al.*, 2001).

Tableau 8 : Température moyenne mensuelle minimale et maximale, période 1980 à 2000.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
m°C	3,3	4,3	4,6	6,8	9,3	13,8	17,5	17,3	14,3	10,3	6,5	4,1
M°C	13,5	15	16,7	19,7	22,8	30,1	35,2	33,9	29,8	23,4	17,5	14,4
M+m/2	8,4	9,65	10,65	13,25	16,05	21,95	26,35	25,6	22,05	16,85	12	9,25
M-m	10,2	10,7	12,1	12,9	13,5	16,3	17,7	16,6	15,5	13,1	11	10,3

La température moyenne mensuelle minimale de la ville de Saida, se varie de 3,3°C à 17,5°C. Parmi les variables thermiques enregistrées, les moyennes des températures minimales du mois le plus froid (m) et les températures maximales du mois le plus chaud (M), qui sont considérées comme des facteurs limitant pour la vie végétale. Les températures moyennes maximales, marquent le mois de juillet (35,2°C) et août (33,9°C). Les mois de janvier et février, sont les mois les plus froids durant toute l'année et le mois de juillet et août, sont les mois les plus chauds.

5. 2. 3 – L'humidité relative

Les variations de l'humidité relative, sont susceptibles d'influencer la quantité et la nature du dépôt particulaire foliaire (dépôts occultes : rosée matinale, brouillards, etc...). Par ailleurs, les propriétés d'adhésion des surfaces en particulier des cuticules, sont modifiées en présence d'une humidité élevée (Fantan, 2004).

Tableau 9 : l'humidité relative moyenne mensuelle, période 1980 à 2000.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
Hr %	68,4	66,5	63,92	62,34	58	48,08	37,47	39,05	50,05	58,35	65,87	66,47

Dans la ville de Saida, l'humidité relative dépasse annuellement les 50%, elle est plus élevée pendant la période froide qu'en saison chaude. L'humidité relative, est un paramètre appréciable car elle a un rôle important dans l'atténuation des effets excessifs des périodes des grandes sécheresses.

5. 2. 4 - Le vent

L'influence du vent sur le phénomène de la pollution atmosphérique, est importante, un vent de faible vitesse, provoque une stagnation de la pollution au point d'émission. Par contre, la direction du vent, joue également un rôle important dans l'émission des polluants. En revanche, lorsque le vent, est faible la dispersion des polluantes est diminuée (Fantan, 2004). Ainsi, il est l'un des éléments caractéristiques du climat et la connaissance de sa force et de sa direction, s'avère nécessaire pour l'étude climatique.

Tableau 10 : Fréquence des directions de vent, période 1985 à 1990.

Direction	Nord	Nord-est	Est	Sud-est	Sud-ouest	Sud	Nord-ouest
Fréquence	28	6	1	3	4	34	74
Fréquence en %	12,7	2,7	0,4	1,3	30,2	15	33,6

L'exploitation des relevés de vitesse et de direction du vent de la station de Rebahia durant la période de 1985 à 1990, montre que la vitesse du vent moyenne mensuelle en 1/10m/s. Les vents dominants dans la ville de Saida, sont ceux de Nord-ouest, Sud-ouest, par contre, le Sirocco, souffle du Sud vers le Nord et fréquemment durant la période estivale. C'est durant cette période sèche qu'il cause plus de dégâts aux sols déjà déshydratés par l'effet de la chaleur estivale, il peut souffler jusqu'à 13 jours en moyenne par an, les maximums, sont observés aux mois de juillet avec 3.6 jours en moyenne et 2.8 jours au mois d'août.

5. 2. 5 - Synthèse climatique

5. 2. 5. 1 - Quotient pluviothermique d'Emberger

Le quotient pluviothermique d'Emberger (Q_2) de la ville de Saida, est de 38,5 donc le type de climat dans notre zone d'étude, est méditerranéen appartenant à l'étage bioclimatique semi-aride frais (figure 21).

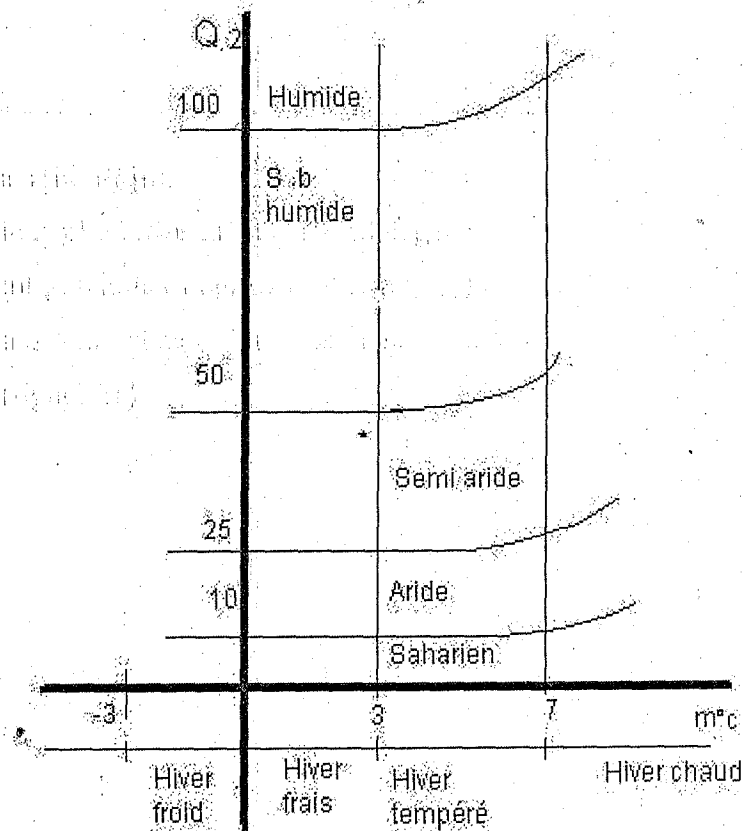


Figure 21: Climagramme d'Emberger de la ville de Saida

5. 2. 5. 2 - Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1954)

L'application de ce diagramme à notre zone d'étude, nous permet de déterminer la durée de la saison sèche et humide durant toute l'année.

Tableau 11: Moyennes mensuelles des températures et des précipitations, période 1980 à 2000.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
P moy(mm)	37,4	41,2	44,3	36	30,6	12,4	2,7	2,3	12	45	51,3	40,1
T moy(°C)	8,4	9,65	10,65	13,25	16,05	21,95	26,35	25,6	22,05	16,85	12	9,25

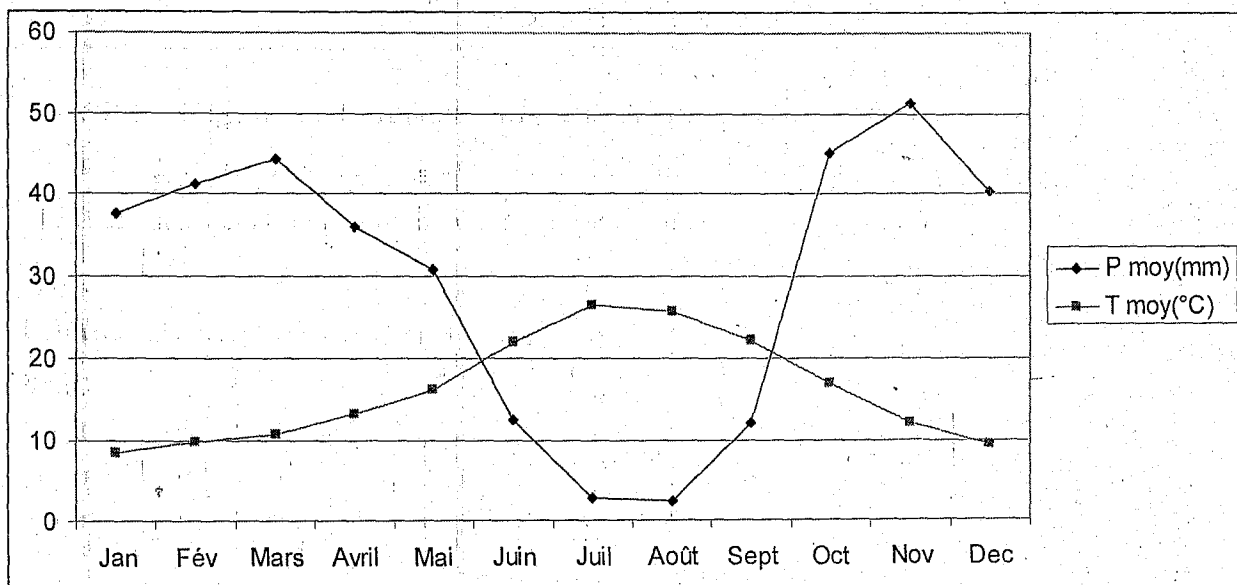


Figure 22: Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la ville de Saida.

Selon le diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la ville de Saida, la saison humide s'étale du mois de novembre à mars et la saison sèche, s'étale du mois de mai à septembre.

5.3 - Quelques aspects pédologiques

Les sols de la région de Saida, peuvent être classés en trois grands groupes : sols calcaires, sols rouges et les lithosols (Satec, 1976; Halitim, 1988 ; Pietracarprina, 1988 ; Terras, 2010). Un récapitulatif des caractéristiques physico-chimiques des principaux types de sol de la région de Saida, permettent de déterminer les sols suivants :

- **Sols calcaires** : Les sols calcaires, formés sur des roches calcaires plus ou moins compactes, ils contiennent une certaine proportion de matière organique qui permet de les diviser en deux sous-type selon l'importance de cet élément. Les zones où ces sols dominant, sont le plus souvent caillouteuses, des bancs de roc apparaissent sur les crêtes. C'est des terrains le plus souvent légers, perméables à humus peu abondant se transformant assez rapidement. Ils occupent une partie assez importante de la zone, et sont de type brun calcaires et calcaires humifères. Ils se caractérisent par la présence de calcaire à un taux en liaison avec la nature de la roche mère, l'horizon superficiel toujours moins riche en calcaire que l'horizon sous-jacent, la teneur en argile diminue en profondeur là présence généralement d'un seul horizon différencié.

- **Sols rouges** : Les sols rouges avec trois types caractérisés généralement par une richesse en fer libre, une texture argilo-limoneuse avec des sols fersiallitiques non calcaire (Ca CO_3 inférieur à 1%), des sols fersiallitiques peu calcaire (Ca CO_3), inférieur à 10%), des rendzines rouges. La terra rossa, est une formation rouge se rencontrant dans les régions karstiques (calcaire cristallin et dolomie), c'est des paléosols ayant pris naissance à la fin du tertiaire et ayant poursuivi leur formation au début du quaternaire. En ce temps, les processus sur la pédologie étaient gouvernés par le climat tropical. Les rendzines rouges, se caractérisent également par le fait que l'horizon superficiel, est plus riche en calcaire que les horizons sous-jacents, mais moins riche en cet élément que la roche mère.

- **Les lithosols** : Les lithosols, assez étendus et se retrouvent sur presque tous les versants dénudés. Ils sont peu épais (moins de 20cm généralement) et parfois laissant la place aux affleurements rocheux, ces sols portent parfois une broussaille ou un maquis très dégradé. Outre les affleurements de la roche mère (calcaire, grès ou dolomie), le ravinement y est intense.

6 - Le réseau routier et les voies de communication dans la ville de Saida

La ville de Saida, dispose actuellement un réseau de voirie assez dense et très différencié d'un quartier à un autre. En effet, le réseau des voirie dans son ensemble, dispose des bonnes caractéristiques géométriques avec des largeurs voies de circulation de 3 à 4m, aussi il y a lieu de souligner l'existence d'axes avec qu'une seule voie de circulation, ayant une chaussée très étroite surtout dans le centre ville. Il existe 2 types des voies dans la ville de Saida dont ; les voies principales et les voies secondaires. Les voies principales, assurent la liaison entre la ville et les communes avoisinants tels que : d'Aïn El Hadjar, El Hassasna et Sidi Boubker. Les voies secondaires (voies de distribution), assurent les échanges entre le centre ville et les quartiers périphériques, ils permettent ainsi l'accès aux quartiers et aux différentes habitations. Le réseau des voiries de la ville de Saida, présent à certains points le problème de circulation surtout au niveau du centre ville, avec les voies de sens unique, il est noter également, que ces dernières années des nouveaux voies de communication ont été créés avec l'extension de la ville surtout dans la partie Nord et Nord-est (Direction du transport de la wilaya de Saida, 2011).

6. 1- Le parc automobile de la ville de Saida

Au 1^{er} janvier 2012, le parc automobile de la ville de Saida, comptait 58000 véhicules et sur ce totale les voitures neuves, ne représentent que 30%, donc le parc automobile de la ville de Saida, se renouvelle lentement, il se caractérise par l'augmentation des véhicules diesels (le diésélisation) qu'est s'explique par le prix des véhicules plus ou moins abordable, ainsi par la mise en place des aides ponctuelles de l'état, favorisent l'achat des véhicule neufs (facilités) (Direction du transport de la wilaya de Saida, 2011). En ce qui concerne la population de Saida, elle est de 37690 habitants en 2010 (D.P.A.T, 2011b). Cet accroissement de la population, est soldé par une augmentation du parc automobile car 45% des foyers disposent au moins deux véhicules particuliers diesels, sachent que les véhicules diesels, sont les plus polluants car la durée de vie des particules diesels dans l'air; est de 50 à 60 supérieure à celle des particules essences (Mirabel, 1999). D'autre part, l'extension de l'infrastructure routière surtout dans la périphérie de la ville et dans les nouveaux quartiers, permet aussi d'augmenter considérablement le parc automobile de la ville de Saida. Par opposition aux rejets industriels qui proviennent des sources fixes, la pollution routière, est le fruit des sources mobiles, ce qui ne facilite pas son étude. Le parc automobile de la ville Saida, est fortement hétérogène du fait de la variété des véhicules qui le constituent (véhicules particuliers ou utilitaires, essence ou diesel, récentes ou âgés, etc.).

7 - Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Saida

Une étude phytoécologique réalisée par Benabdeli en 1996, a permis de donner une composition floristique moyenne assez représentative des différents groupements végétaux de la wilaya de Saida :

- **Groupement à *Chêne vert*** : C'est le groupement le plus en équilibre et adapté aux conditions du milieu, il se présente le plus souvent sous forme d'un matorral élevé moyen à dense ou d'un taillis de hauteur moyenne de l'ordre de 3m, imposée par une surexploitation et des incendies répétées. Le nombre d'espèces, reste très élevé et constitue l'ossature de basse de toutes les formations forestières de la région. Benabdeli (1996), note pour les monts de Saida, l'importance des formations ligneuses basses de *Chêne vert* dans la préservation de la couverture forestière. Le cortège floristique représentatif de ce groupement se compose de : *Phyllirea media*, *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus*, par contre, les grandes graminées : Alfa ou Diss, ne jouent qu'un rôle secondaire. Le Pin d'Alep, dans ce groupement ne représente qu'un pionnier dans le retour au stade forestier dont le climax serait une forêt de *chêne vert* pur avec *Quercus ilex*, *Arbutus unedo*, *Jasminum fruticans*, *Lonicera etrusca*, *Alyssum alpestre*, *Osyris alba*, *Asperula hirsuta*, *Phillyrea angustifolia*, *Atractylis humilis*, *Pyrus gharbiana*, *Atractylis macrophylla*, *Ruscus aculeatus*, *Bupleurum balansae*, *Asphodelus cerasiferus*, *Bupleurum rigidum*, *Smilax aspera*, *Clematis flammula*, *Staeheina dubia*, *Daphne gnidium*, *Valeriana tuberosa*, *Genista cinerea* et *Viburnum tinus*.

- **Groupement à *Pin d'Alep* et *Chêne kermès*** : Les espèces les plus présentes et dominantes, imposant une physionomie au groupement sont : *Quercus coccifera*, *Calycotome intermedia*, *Cistus villosus*, *Pistacia lentiscus*, *Phyllirea media*, et *Ampelodesma mauritanica*. Dans la strate arborescente: *Tetraclinis articulata* et *Quercus rotundifolia*. La composition moyenne du cortège floristique de ce groupement forestier comprend les espèces suivantes : *Pinus halepensis*, *Calycotome villosa*, *Cistus salviaefolius*, *Erica arborea*, *Genista erioclada*, *Globularia alypum*, *Halimum halimifolium*, *Helianthemum racemosum*, *Lavandula stoechas*, *Quercus coccifera* et *Rosmarinus tournefortii*. Il y a lieu de noter deux faciès dans ce groupements selon le type de sol, sur sol siliceux caractérisés par *Lavandula stoechas*, *Cistus salviaefolius* et *Halimum haimfolium*. Par contre, sur sols calcaires c'est *Rosmarinus tournefortii*, *Globularia alypum*, et *Genista erioclada*.

- **Groupe ment *Oleo-lentisque*** : Ce groupe ment, appartient à l'alliance de l'oleo-ceratonion et correspond à des peuplements très ouverts et classés parmi les plus dégradés. Le Chêne vert en est absent, par contre le Pin d'Alep y, est fréquent au même titre que le lentisque. Le chêne kermès et la filaire, sont abondants dans les zones de transition avec les groupe ments précédents. Les espèces dominantes, sont accompagnées de toute une série d'espèces thermophiles telles que *Cistus sericeus*, *Cistus landaniferus*, *Ebenus pinnata*, *Genista quadriflora*, *Coronilla juncea*.

- **Groupe ment de *Tetraclinis articulata*** : La composition floristique moyenne représentative dans le territoire étudié de la tétraclinaie, regroupe les espèces suivantes : *Tetraclinis articulata*, *Arbutus unedo*, *Asparagus albus*, *Astragalus lusitanicus*, *Bupleurum gibraltarium*, *Calycotome spinosa*, *Carallum europaea*, *Cistus landaniferus*, *Cistus sericeus*, *Coronilla juncea*, *Ebenus pinnata*, *Elichrysum stoechas*, *Genista quadriflora*, *Olea europea.sylvestris* et *Quercus coccifera*.

De façon générale, l'écosystème forestier couvre plus de 26% de la surface totale de la wilaya de Saida, un taux supérieur à la moyenne nationale imposant une vocation sylvicole à la zone. Les forêts domaniales de Tendfelt, Djaafra et Fenouane, sont les plus importantes, elles sont composées de Pin d'Alep auquel, est souvent associé le chêne vert sous forme de taillis.

Par ailleurs, dans la ville de Saida, différentes espèces végétales ligneuses ont été introduites, cependant, le platane à feuille d'érable (*Platanus acerifolia*), a été trouvé comme l'espèce dominant dans cette ville car il est très utilisé dans les plantations d'alignement récentes (Benabdeli, 1996).

Tableau 12 : Les différentes espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Saïda.

Nom scientifique	Nom commun
<i>Acacia dealbata</i>	Mimosa d'hiver
<i>Acacia retinoïdes</i>	Mimosa de quatre saisons
<i>Acer negundo</i>	Erable negundo
<i>Ailanthus altissima</i>	Ailanthus glandulosa
<i>Araucaria excelsa</i>	Pin de norfolk
<i>Bougainvillea spectabilis</i>	Bougainvillée
<i>Brachychiton populneum</i>	Brachychiton
<i>Caesalpinia gilliesii</i>	Oiseau de paradis
<i>Casuarina equisetifolia</i>	Casuarina
<i>Celtis australis</i>	Micocoulier
<i>Ceratonia siliqua</i>	Caroubier
<i>Cercis siliquastrum</i>	Arbre de Judée
<i>Citrus aurantium</i>	Bigaradier
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cyprés toujours vert
<i>Eucalyptus sp</i>	Eucalyptus
<i>Euonymus japonicus</i>	Fusain du japon
<i>Ficus retusa</i>	Ficus
<i>Fraxinus excelsior</i>	Frêne élevé
<i>Jacaranda ovalifolia</i>	Jacaranda
<i>Juniperus sp</i>	Genévrier
<i>Ligustrum japonicum</i>	Troène du Japon
<i>Ligustrum sp</i>	Troène de Californie
<i>Melia azedarach</i>	Lilas des Indes
<i>Morus nigra</i>	Mûrier noir
<i>Myoporum laetum</i>	Myoporum
<i>Nerium oleander</i>	Laurier rose
<i>Olea europaea</i>	Olivier
<i>Phoenix canariensis</i>	Palmier de Canaries
<i>Phoenix dactylifera</i>	Palmier dattier
<i>Pinus halepensis</i>	Pin d'Alep
<i>Pistacia vera</i>	Pistachier
<i>Pistacia lentiscus</i>	Lentisque
<i>Pittosporum tobira</i>	Pittosporum
<i>Platanus acerifolia</i>	Platane à feuille d'érable
<i>Populus nigra</i>	Peuplier noir
<i>Robinia pseudacacia</i>	Robinier faux acacia
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Romarin
<i>Schinus molle</i>	Faux poivrier
<i>Sophora japonica</i>	Sophora du japon

8 - Caractéristiques écologiques de la ville de Sidi Bel Abbès

8.1 - Situation géographique

La wilaya de Sidi Bel Abbès, est située au Nord-ouest de l'Algérie. Elle s'étend sur une superficie de 9 350Km². Elle est limitée au Nord par les wilayas d'Oran et Ain Témouchent, à l'Est par les wilayas de Mascara et Saïda à l'Ouest par la wilaya de Tlemcen et au Sud par les wilayas de Naâma et El Bayadh (D.P.A.T, 2011c).

La commune de Sidi Bel Abbès, chef lieu de la wilaya, elle est située à 0°,38 de longitude Ouest et 35°,11 de latitude Nord, elle s'étend sur une superficie de 79 Km². Elle est, limitée au Nord par la commune de Sidi Brahim et Ain Thrid, au Sud par Amranas, à l'Est par la commune de Tilmouni, à l'Ouest par la commune de Sidi Lahcen (figure 22).

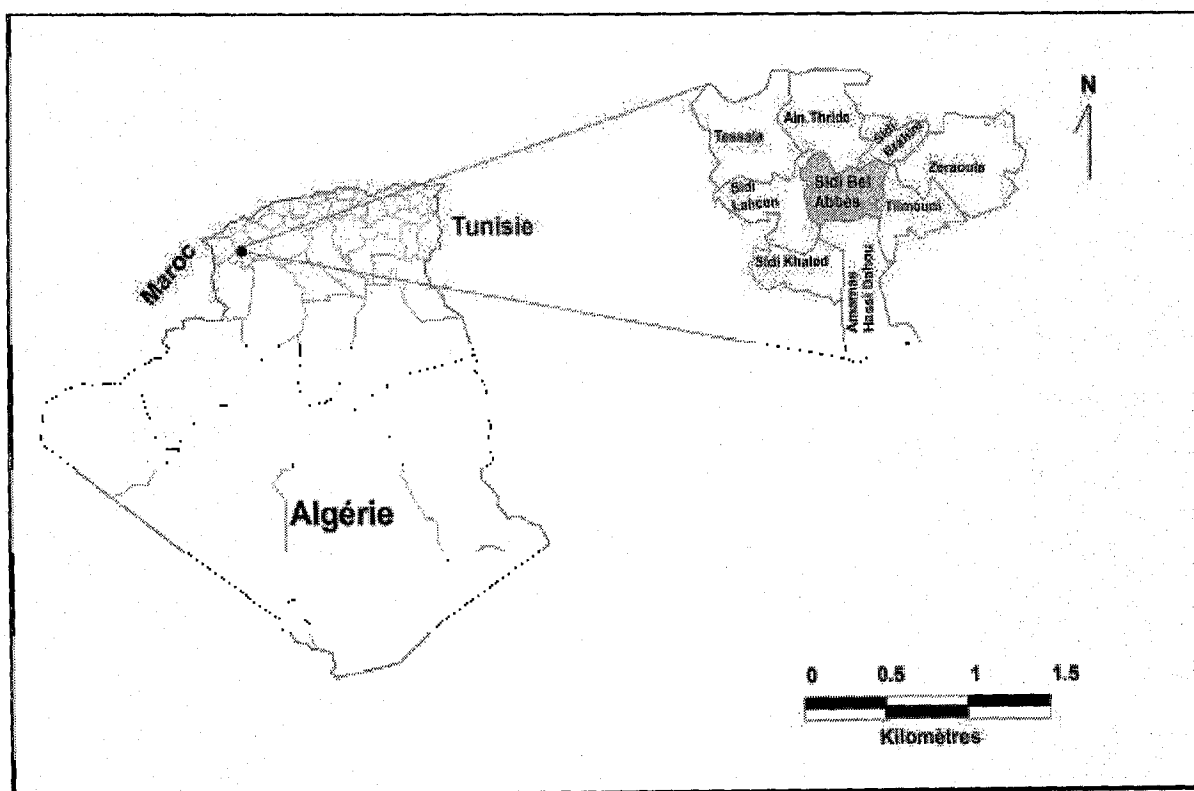


Figure 23: Situation géographique de la ville de Sidi Bel Abbès

8. 2 - Quelques paramètres climatiques

8. 2. 1 - Les précipitations

Les précipitations, constituent un facteur climatique important au regard de son influence sur la pollution de l'air, ils entraînent la solubilisation des polluants gazeux au sein de gouttelettes formées autour des fines particules, ils favorisent ainsi certaines réactions chimiques de formation des polluants secondaires, telles que la formation des acides comme (HNO_3 , H_2SO_4) (Masclat, 2005). Les précipitations, contribuent ainsi à l'accumulation par déposition humide des particules sur les surfaces foliaires, où à l'élimination partielle des particules déposées sur les surfaces foliaires.

Tableau 13 : Précipitations moyennes mensuelles, période 1988 à 2005.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
P (mm)	41,44	39,1	36,02	17,47	15,02	3,65	1,32	1,7	25,57	34,24	68,8	38,70	323,03

L'exploitation des données pluviométriques de la de la ville de Sidi Bel Abbès, montrent que les précipitations, restent dans leur moyenne inférieur à 400 mm /an. Cependant, les précipitations les plus importantes, sont concentrées dans les mois de novembre, décembre, janvier, février, mars et avril. Les mois de juin, juillet et août, sont les plus secs. Il faut noter, que les précipitations dans la wilaya de Sidi Bel Abbès, sont caractérisées par une irrégularité inter-saisonnière et inter- annuel. Le régime pluviométrique saisonnier, est de type HPAE.

8. 2. 2 - La température

Fantan (2004), montre que les rayonnements solaires pendant la saison estivale, favorisent la pollution photochimique, tandis que le froid diminue la volatilité de certains gaz polluants. Donc la température, est l'une des facteurs climatiques importants dans le phénomène de la pollution. Pour cela, deux types de température, ont été retenus pour caractériser la ville de Sidi Bel Abbès : la température moyenne minimal **m** et la température moyenne maximale **M**.

Tableau 14 : Température moyenne mensuelle minimale et maximale, période 1988 à 2005.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
m°C	2,8	3,5	5	6,6	10,1	14,5	16,1	18,1	12,3	10,8	7,6	5,3
M°C	14,9	16,7	14,7	20,6	24,9	29,9	34,36	34,4	30	24,8	20	16,1
M+m/2	8,85	10,1	9,85	13,6	17,5	22,2	25,35	26,25	21,15	17,8	13,8	21,4

Selon les données des précipitations de ville de Sidi Bel Abbès, deux saisons se distinguent, l'une froide et l'autre chaude. Cependant, la température moyenne minimale, est observée pendant le mois de janvier est de 2,8°C. La température moyenne maximale observée, est localisée au mois de juillet avec 34,36°C, les mois de juin à septembre restent les plus chauds, alors que la période froide s'étend du mois d'octobre à mars, soit 6 mois.

8. 2. 3 – L'humidité relative

L'augmentation de l'humidité relative, conduit à l'agrégation des particules polluantes et à une déposition plus rapide de ces dernières sur les surfaces, ainsi il influe significativement sur la composition chimique élémentaire des dépôts particulaires foliaires (Muxworthy et al., 2002). Ainsi, certains polluants atmosphériques déposés sur les feuilles peuvent être solubilisés en présence d'une humidité relative élevée.

Tableau 15 : L'humidité relative moyenne mensuelle, période 1988 à 2005.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
Hr %	76	76	71	69	65	57	42	53	64	70	75	77

D'après les données de l'humidité relative de la ville de Sidi Bel Abbès, elle est supérieure de 70% durant les 6 mois de l'année, un maximum de 77 %, est constaté au mois de décembre, saison hivernale et un minimum de 52 %, est observé au mois de juillet, saison estivale.

8. 2. 4 – Le vent

Le vent, intervient par sa direction pour orienter les émissions dans une direction donnée, généralement, la dispersion des polluants, augmente avec la vitesse et la turbulence du vent. Le vent et la lumière, sont les deux paramètres qui favorisent la diminution du stock des polluants disponibles à la surface de la chaussée. Dans la ville de Sidi Bel Abbès, les vents soufflent fréquemment dans des directions instables et à différentes intensités en fonction des saisons, les vents les plus fréquents, sont ceux qui soufflent de novembre à avril, il s'agit des vents du Nord-ouest qui sont secs et froids. Par contre, les vents du Sud-ouest, sont secs et chauds. Les vents dominant dans la ville de Sidi Bel Abbès, sont du Nord-ouest, à rythme de 4 à 5 jours par mois. Cependant, le nombre de jours de Sirocco, est de 7 à 8 jours par an (O.M.N, 2011).

8. 2. 5 - Synthèse climatique

8. 2. 5. 1 - Le Quotient pluviothermique d'Emberger

$$Q_2 = 2000P / (M^2 - m^2)$$

Le quotient pluviothermique d'Emberger de (Q_2) de la ville de Sidi Bel Abbès, est de **33,56** localisant la zone d'étude dans l'étage bioclimatique semi-aride inférieur à hiver frais (Figure 24).

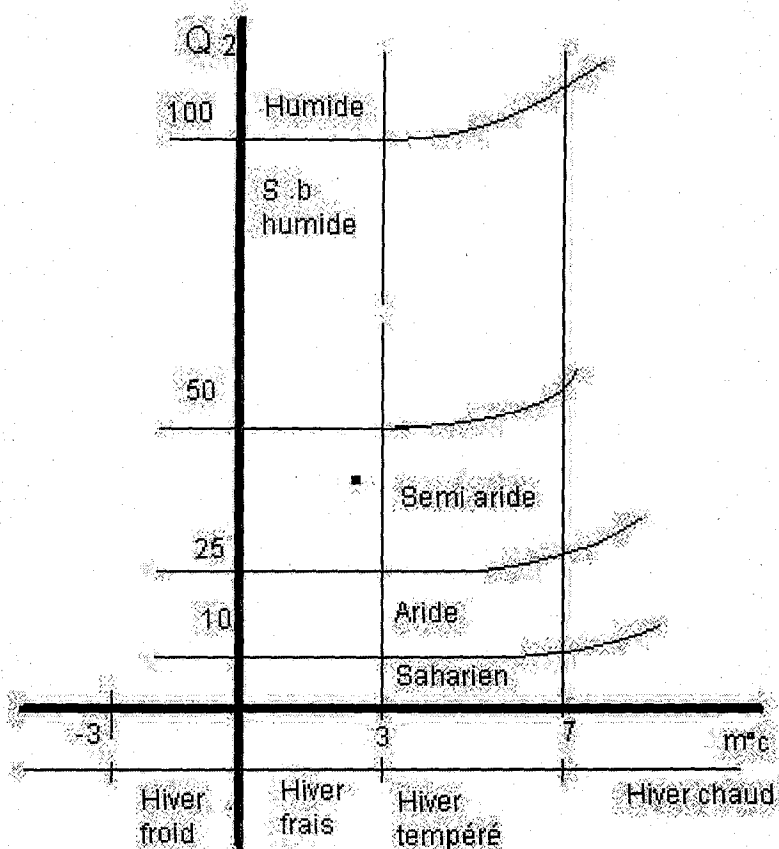


Figure 24 : Climagramme d'Emberger de la ville de Sidi Bel Abbès

8. 2. 5. 2 - Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1954)

En fonction du diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson (1954), on considère qu'un mois est sec si : $P \text{ mm} < 2 T^{\circ}\text{C}$.

Tableau 16 : Moyennes mensuelles des températures et des précipitations entre 1988 et 2005.

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
P moy(mm)	41,44	39,1	36,02	17,47	15,02	3,65	1,32	1,7	25,57	34,24	68,8	38,70
T moy (°C)	2,8	3,5	5	6,6	10,1	14,5	16,1	18,1	12,3	10,8	7,6	5,3

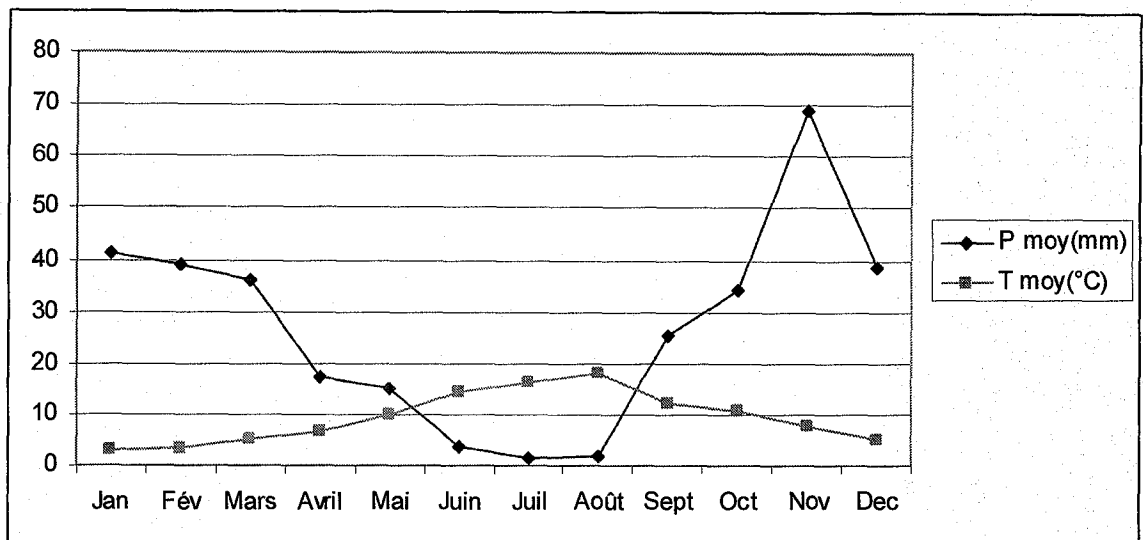


Figure 25 : Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson de Sidi Bel Abbès

Selon le diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausson de la ville de Sidi Bel Abbès, la saison sèche, s'étale du mois de mai à septembre.

8. 2. 6 - Caractéristiques pédologiques de la région de Sidi Bel Abbès

En ce qui concerne les sols des régions semi arides, sont constitués des matériaux provenant de l'altération de gré ou de calcaire, arrachés aux reliefs avoisinants, ces sols sont peu épais et renferment une teneur en matière organique faible, à l'exception des zones montagneuses boisées (Aubert, 1960), les roches mères, sont de nature calcaire et permettent difficilement la différenciation des sols. Les sols stables, ne présentent qu'un horizon unique et mince plus ou moins riche en calcaire. L'humus, est de type mule calcaïque avec un taux de matière organique, ne dépassant guère les 10%, le pH, est toujours supérieur à 7, et peu atteindre la valeur de 8 (Duchauffour, 1983).

On peut ainsi distinguer parmi les travaux de (Pouget, 1980), les différents types des sols rencontrés dans les régions semi arides :

- **Sols calciques** : sols peu épaisse, plus ou moins riche en calcaires, les matériaux qui les caractérisant, sont façonnées par le vent et reposent le plus souvent sur des calcaires, des encroûtements ou des gypses pulvérulents.

- **Sols en équilibre** : ils présentent les mêmes caractéristiques que les sols calcaïques, mais se différencient par leur manque en calcaire et en gypse et reçoivent plus de pluie que les précédents (se trouvent sur les versants et pieds des monts des zones montagneuses).

- **Sols salines** : riches en sels solubles et se retrouvent sur les dayas.

- **Sols à encroûtement** : sols formés par des remontées capillaires des calcaires ou de gypse au dessus d'une nappe superficielle.

- **Sols alluviaux** : formés à partir des dépôts alluviaux et présentant une accumulation de matière organique en surface.

La plaine de Sidi Bel Abbès, est constituée d'environ 30 % des sols alluviaux et de 40% des sols calcaires occupés par les formations forestières.

9 - Réseau routier et les voies de communication dans la ville de Sidi Bel Abbès

La croissance de la population urbaine, est caractérisée essentiellement par l'augmentation du nombre des quartiers et de leurs extensions périphériques. En effet, la ville de Sidi Bel Abbès, comptait 153751 habitants en 1987 et passe à 280000 habitants en 2010 (D.P.A.T, 2011c), en parallèle, la superficie de la ville a connu aussi une augmentation importante surtout dans la partie Nord-est, Ouest et Sud-est.

La ville de Sidi Bel Abbès, dispose actuellement un réseau de voirie assez dense, il diffère d'un quartier à un autre. En effet, les voiries avec larges trottoirs (la Macta, Sidi Djillali), permettant une bonne accessibilité aux différents endroits surtout à nouvelles cités. Par contre, les voies avec des chaussées plus réduites et avec une seule voie de circulation, sont situées principalement dans le centre ville, il y a lieu aussi de souligner l'existence de 3 types des voies au niveau de la ville de Sidi Bel Abbès ; les voies principales, les voies de distribution ou secondaires et les voies de dessert ou tertiaires.

Les voies principales, assurent la liaison entre la ville et les communes avoisinantes (Sidi Lahcen, Sidi Brahim, Télmouni), elles permettent aussi de relier l'ensemble du réseau de distribution. Les voies de distribution, assurent les échanges entre le centre ville et les nouveaux quartiers périphériques construites récemment. Enfin, les voies de dessert permettent, l'accès aux quartiers et aux habitations (Direction du transport de la wilaya de Sidi Bel Abbès, 2011).

9.1 - Le parc automobile de la ville de Sidi Bel Abbès

Le parc automobile de la ville de Sidi Bel Abbès, est constitué de plus de 508300 véhicules, dont plus de 60% sont des véhicules particuliers, cependant, ces dernières années le taux de motorisation des ménages a relevé une augmentation importante. Cela est dû particulièrement à l'ouverture du marché automobile qui a permis l'installation en Algérie de nombreux concessionnaires des véhicules (Gaci et Yahiaoui, 2004). En effet, 52% représente des véhicules âgés de plus de 20 ans, ce qui ne joue pas en faveur de la qualité de l'air et de la pollution dans cette ville. Par ailleurs, il est utile de souligner que les véhicules de poids lourd et de transport, occupent une place importante avec 35% du trafic global qui demeure un chiffre important en milieu urbain, donc le total des véhicules motorisés dans la ville de Sidi Bel Abbès, est de 800000, tous les catégories confondus (Direction du transport de la wilaya de Sidi Bel Abbès, 2011).

10 - Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Sidi Bel Abbès

Dans de la ville de Sidi Bel Abbès, différentes espèces ligneuses ont été introduites, cependant, le caroubier (*Ceratonia siliqua*) à été trouvé comme l'espèce dominante, il est très utilisé dans les plantations de la période coloniale et même dans certaines plantations récentes, très souvent planté comme arbre d'ornement (Benchiha, 2002).

Tableau 17 : Les espèces végétales ligneuses introduites dans la ville de Sidi Bel Abbès.

Nom scientifique	Nom commun
<i>Acacia cyanophylla</i>	Mimosa à feuille bleue
<i>Acacia decurens</i>	Mimosa d'hiver
<i>Ailanthus glandulosa</i>	Erable negundo
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Justicia adhatoda
<i>Bruxus sempervirens</i>	Agave d'Amérique
<i>Cédrus atlantica</i>	<i>Ailanthus glandulosa</i>
<i>Celtis australis</i>	Pin de norfolk
<i>Ceratonia siliqua</i>	Thuya d'orient
<i>Cercis siliquosa</i>	Bougainvillée
<i>Cupressus sempervirens</i>	Brachychiton
<i>Cupressus arizonica</i>	Oiseau de paradis
<i>Cupressus lambertiana</i>	Casuarina
<i>Eucalyptus camaldilensis</i>	Eucalyptus
<i>Mélia azédarache</i>	Fusain du japon
<i>Morus nigra</i>	Figuier commun
<i>Nerium orleander</i>	Ficus
<i>Pinus halpensis</i>	Frêne élevé
<i>Platanus orientalis</i>	Févier d'Amérique
<i>Populus alba</i>	Chêne à soie
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Jacaranda
<i>Schinus molle</i>	Lantanier
<i>Melia azedarach</i>	Lilas des Indes
<i>Phoenix canariensis</i>	Palmier de Canaries
<i>Phoenix dactylifera</i>	Palmier dattier
<i>Pistacia lentiscus</i>	Lentisque
<i>Sophora japonica</i>	Sophora du japon
<i>Washingtonia filifera</i>	Palmier washingtonia

11- Fiches écologiques des espèces forestières retenues pour l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique

Le platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*) et le caroubier (*Ceratonia siliqua*), ont été retenus dans cette étude pour l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds d'origine trafic routière dans la ville de Mascara, Saida et Sidi Bel Abbès, pour cela une fiche écologique récapitulant les principaux paramètres à été élaborée pour chaque espèce.

Fiche écologique : *Ceratonia siliqua*

Nom français: Caroubier

Nom latin : *Ceratonia siliqua*

Chorologie : originaire de la région méditerranéenne orientale, se rencontre dans les forêts et broussailles du telle.

Formes du houppier : arrondie avec des ramifications nombreuses.

Hauteur moyenne : 10m atteignant les15 m

Longévité : peut vivre 500 ans

Caractéristiques botaniques

Les feuilles : persistantes, alternées de 15 à 30 cm, paripennées à 2 à 6 paires des folioles vertes foncées, coriaces et luisantes en dessus, entières un peu ondulées.

Fleurs : petites rougeâtre en grappes courtes pendantes ou dressées oblongues solitaires ou fasciculées.

Fruits : sont des grosses indéhiscentes aplaties de 3 à 15 cm, droites ou courbées divisées à l'intérieur en 12 à 16 logettes monos permes dans une pulpe rouge sucrée et rafraîchissante.

Caractéristiques écologiques

Biotope : étage semi aride et subhumide, indifférent à la nature du sol, supporte les sols argileux.

Multiplication: se plante de préférence en plants de plus de 50cm de hauteur élevés, en pépinière exclusivement en motte.

Qualités esthétiques : il peut être comme espèce d'alignement de plantation et même d'ornement en milieu urbain au regard de son ombrage ; accepte bien les tailles ou peut lui donne différentes formes géométrique.

Classification

Règne : *Plantae*
Sous-règne : *Tracheobionta*
Division : *Magnoliophyta*
Classe : *Magnoliopsida*
Sous-classe : *Rosidae*
Ordre : *Fabales*
Famille : *Fabaceae*
Genre : *Ceratonia*
Espèce : *Ceratonia siliqua*

Observations

Caroubier	Jeune	Agé
Hauteur	4,22m	5,6m
Diamètre	94cm	110.2cm
Houppier	Arrondie	Arrondie large grâce aux ramifications nombreuses
Tronc	Tordu	gros et tordu

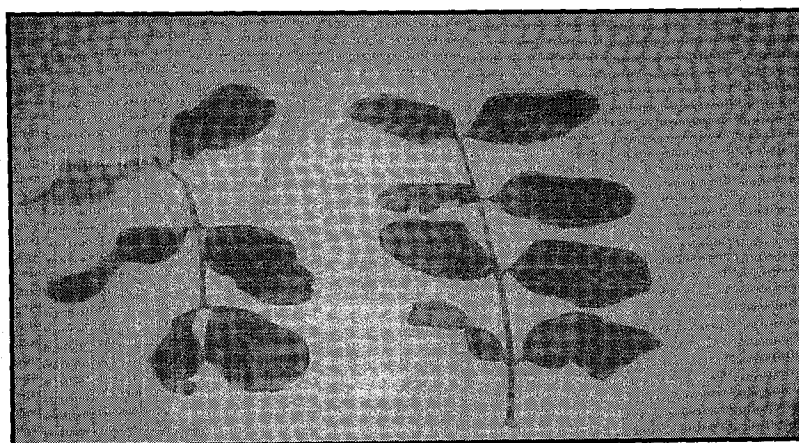


Figure 26 : Feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Fiche écologique : *Platanus acerifolia*

Nom français : Platane à feuilles d'érable.

Nom latin : *Platanus acerifolia*.

Chorologie : est un hybride entre le platane d'Orient (des Balkans et d'Asie Mineure) et le platane d'Occident (des Etats-Unis).

Formes du houppier : tige droit, port étalé, cime puissante

Hauteur moyenne : grand arbre qui peut atteindre 40 m.

Longévité : il peut vivre plusieurs siècles.

Caractéristiques botaniques

Feuilles : dense, caduques, alternées, à stipules concrescents, pétiole de 6 à 15 cm, de 3 à 7 lobes triangulaires, plus ou moins dentés.

Fleurs : avril et juin, minuscules, densément groupées en capitules, les fleurs femelles à ovaire libre, les fleurs mal à un nombre indéterminé d'étamine, espèce monoïque.

Fruits : en automne, des akènes monospermes, en forme de massues anguleuses

Caractéristiques écologiques

Biotope : préfère les sols légers et frais, très exigeant en lumière et ne supporte pas la concurrence des autres arbres, il résiste bien à la sécheresse et aux froids hivernaux, mais souffre souvent des gelées tardives. Résiste à la pollution atmosphérique.

Multiplication: par semis ou par bouture comme il peut rejette facilement de souche.

Qualités esthétiques : un bel arbre d'alignement et qui s'accommode des difficiles conditions d'enracinement des bords des routes et avenues donc un arbre fortement utiliser en ornementation.

Classification

Règne : *Plantae*

Ordre : *Proteales*

Famille : *Platanaceae*

Genre : *Platanus*

Espèce : *Platanus acerifolia*

Observations

Platane à feuilles d'érable	Jeune	Agé
Hauteur	5.2m	12.62m
Diamètre	58.5cm	96cm
Houppier	Arrondie	Arrondie et ample
Tronc	droit et pourvu d'une écorce qui se fissure en écailles	droit et pourvu d'une écorce qui se fissure en écailles, en dégageant des zones jaunâtres.



Figure 27 : Feuilles de platane (*Platanus acerifolia*)

Fiche écologique: *Casuarina equisetifolia*

Nom français: Casuarina.

Nom latin : *Casuarina equisetifolia*

Famille : Casuarinacées.

Chorologie : originaire des îles des océans pacifique et indien.

Formes du houppier : un houppier irrégulier avec des branches peut horizontales

Hauteur moyenne : arbre de 10 à 30 m.

Longévité : 60 à 80 ans au moins.

Caractéristiques botaniques

Feuilles : aiguilles soudées le rameaux.

Fleurs : les fleurs males groupées en chatons cylindriques d'environ 18 mm de longueur, terminant les branches décidues, les fleurs femelles poussent sur les mêmes arbres que les fleurs male, assemblées en sortes de cônes globuleux et axillaires, courtement pédonculées.

Fruits : grappes fines.

Caractéristiques écologiques

Biotope : craint la température basse.

Multiplication: par graines et exceptionnellement par bouturage

Qualités esthétiques : le casuarina est une espèce forestière en priorité et qui utiliser en reboisement pour des raisons écologiques non esthétiques également il est déconseillé en ornementation.

Classification

Règne : Plantae

Division : Magnoliophyta

Classe : Magnoliopsida

Sous-classe : Hamamelidae

Ordre : Casuarinales

Famille : Casuarinaceae

Genre : Casuarina

Espèce : *Casuarina equisetifolia*

Observations

Casuarina	Jeune	Agé
Hauteur	4.3m	12.5m
Diamètre	81.9cm	139.7cm
Houppier	Large et irrégulier	Port élancé et irrégulier grâce aux ramifications nom breuses
Tronc	Droit	Droit avec écorce fissure

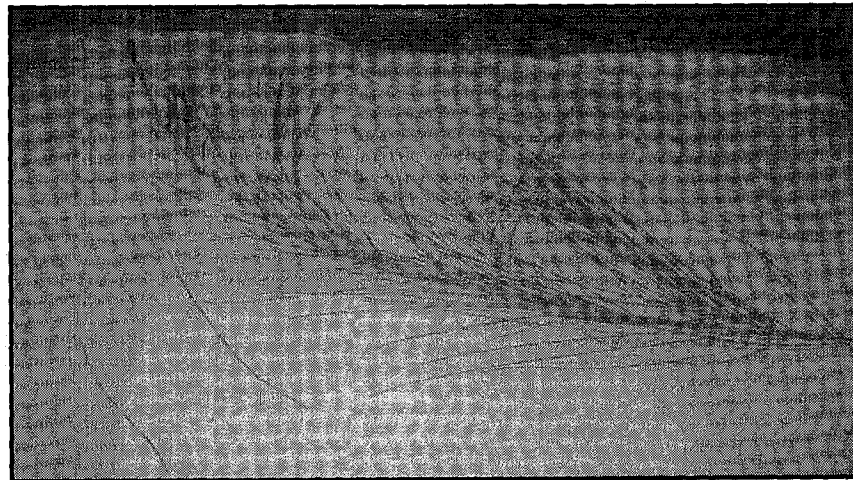


Figure 28 : Feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Chapitre IV

Évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds

Chapitre IV

Évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sur les espèces forestières

1 - Évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds d'origine trafic routier sur le platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*) et le caroubier (*Ceratonia siliqua*)

L'action des polluants atmosphériques sur les végétaux, a été constatée depuis les années cinquante, notamment les nécroses, les chloroses et les brunissements des feuilles, qui sont dus à l'ozone (Chakhparonian, 1995), par la suite et dans les années 70-80, les recherches sont portés sur l'oxyde de soufre et les pluies acides. L'objectif principal de ce travail, a été d'évaluer l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds dont la source le trafic routier sur quelques espèces forestières de l'Ouest Algérienne. Pour ce faire, nous avons étudiés l'effet de la pollution par le plomb, le cuivre et le zinc sur certains paramètres morphologiques et physiologiques de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*), le casuarina (*Casuarina equisetifolia*) et le caroubier (*Ceratonia siliqua*), situés en milieu urbain de la ville de Saida, Mascara et Sidi Bel Abbès respectivement et à proximité des axes routières, afin de déterminer la relation entre la concentration de ces trois métaux lourds d'origine trafic routier et certaines paramètres morphologiques et physiologiques de ces espèces forestières.

Selon Chakhparonian (1995), pour étudier l'effet de la pollution atmosphérique sur un végétal donné, on doit tenir compte les considérations suivantes :

- Un nombre important des plantes échantillons pour faciliter les mesures qui doivent être reproductibles,
- Les espèces végétales utilisées, doivent être robustes et peu susceptibles à l'action des pathogènes,
- Utilisation des espèces indigènes qui pose moins de problèmes d'adaptation et permettent d'envisager une étude complémentaire sur le terrain.

Dans notre étude, les espèces forestières retenues pour évaluer l'impact de la pollution atmosphérique, sont des espèces non endémiques, mais à utilisation très importante en milieu urbain et même en agro-foresterie : le caroubier, le casuarina et le platane à feuilles d'érable, ont été retenues pour les raisons suivantes :

- Espèce à croissance assez rapide et à feuillage permettant la concentration des polluants,
- Espèces très présentes dans notre paysage,
- Espèces formant des groupements de par leur alignement et plantation.

Le choix des paramètres qui pourraient traduire un effet de la pollution atmosphérique globale sur un végétal doit se fonder sur les critères suivants selon Chakhparonian (1995) :

- La non spécificité à un polluant particulier, mais étudier plusieurs polluants,
- La facilitée des mesures qui doivent être reproductibles, fiables et peu coûteuses,

Tenant compte de toutes ces considérations, les paramètres retenus dans cette étude et pour évaluer l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sont les paramètres suivants :

- 1- La surface foliaire,
- 2- La teneur en eau dans les feuilles,
- 3- La teneur en chlorophylle *a* et *b*,
- 4- La masse surfacique foliaire ou LMA (Leaf Mass per Area),
- 5- La teneur en métaux lourds : le plomb, le cuivre et le zinc dans les feuilles.

2 - Matériels et méthodes utilisées dans l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sur les espèces forestières

2.1 - Choix des sites et prélèvement des échantillons

La phase d'échantillonnage, est toujours une étape délicate dans toute recherche en écologie. Un mauvais choix du matériel d'étude peut mettre en péril la fiabilité des résultats ou entraîner un manque de cohérence vis-à-vis de la problématique abordée. Cependant, au niveau du choix des individus, il est important de respecter en général les conditions suivantes (Ennajah, 2010) ;

- statut social dominant des arbres à échantillonner car ils sont susceptibles d'être les meilleurs enregistreurs des conditions du milieu qu'ils représentent,
- âge apparemment maximal en se basant sur les caractères extérieurs des individus (diamètre du tronc, forme du houppier).

Ainsi, pour éviter les problèmes éventuels liés au comportement des arbres d'âge différent vis-à-vis des facteurs environnementaux, il est nécessaire de sélectionner des individus en bon état sanitaire (arbres sans plaies et blessures), ne présentant pas des signes évidents d'attaques parasitaires ou de traumatismes accidentels (Fritts, 1976; Tessier, 1984). En effet, pour sélectionner les individus à échantillonner, une prospection du terrain a été effectuée dans le milieu urbain de la ville de Mascara, Sidi Bel Abbès et de Saida, afin de déterminer les individus à proximité des axes routiers soumis à un trafic routier important. Par la suite, dans chaque ville 7 sites urbains, caractérisés par la présence de chacune des trois espèces forestières utilisées (identifiés de S1 à S7) et un site témoin (ST) éloigné de toute source de pollution induite par le trafic routier, ont été sélectionnés (figure 29, 30, 31). Au niveau de chaque site, trois arbres adultes d'âge sensiblement homogène, de mêmes hauteurs et de physionomies, sains et sans déformations importantes, ont été individualisés pour récolter les feuilles qui serviront à l'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds.

Le choix de l'emplacement des sites et le prélèvement des feuilles, sont fait en respectant deux facteurs : l'exposition de l'arbre sur lequel s'effectue la récolte par rapport à la source de pollution, et la distance de l'arbre par rapport à la source de pollution.

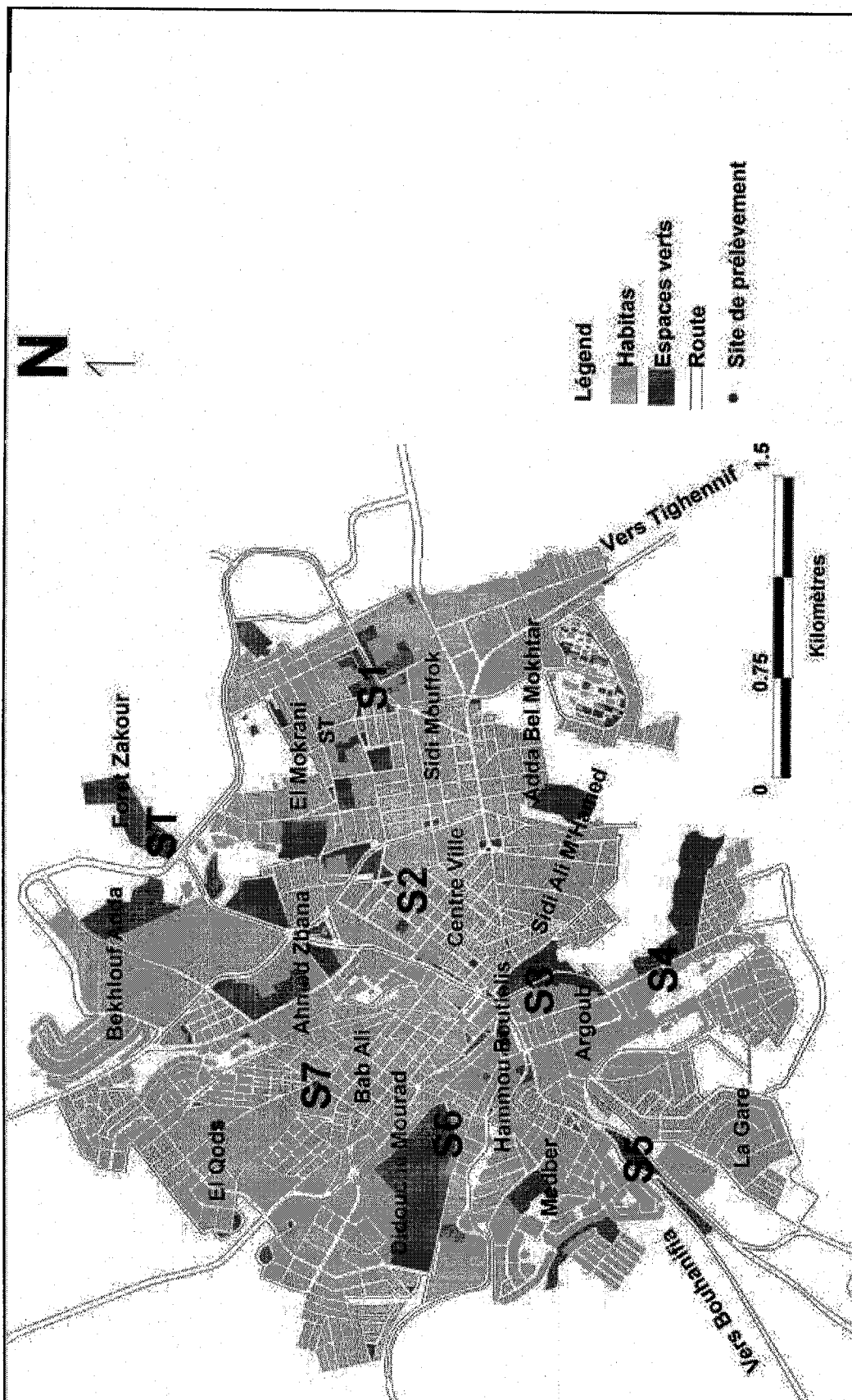


Figure 29 : Localisation des sites de prélèvement des feuilles de casuarina dans la ville de Mascara

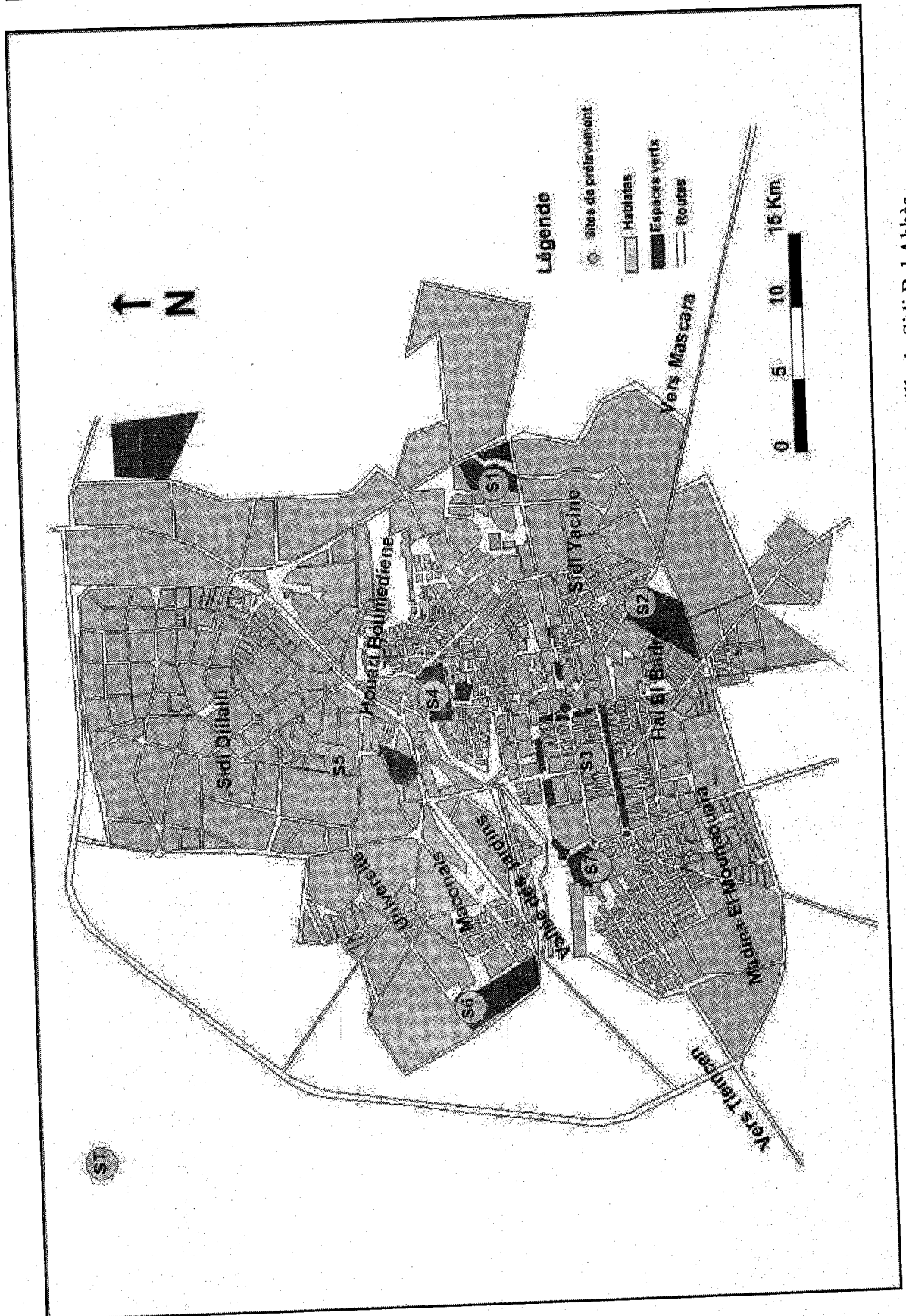


Figure 30 : Localisation des sites de prélèvement des feuilles de caroubier dans la ville de Sidi Bel Abbès

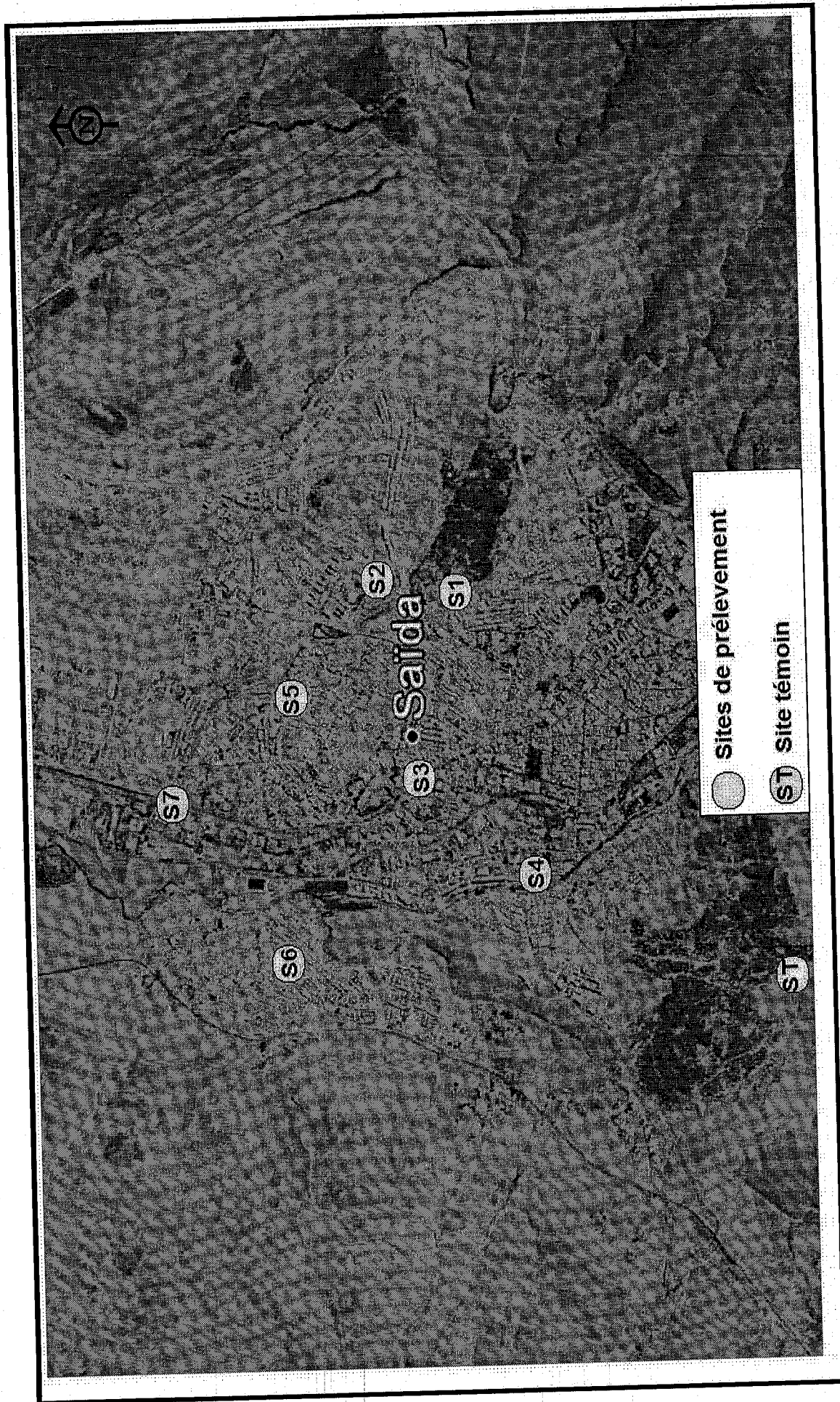


Figure 31: Localisation des sites de prélèvement des feuilles de Platane dans la ville de Sida

Source : Google.Earth.2012

2. 2 - Technique de prélèvement des feuilles

Pour le prélèvement des feuilles au niveau de chaque site, la méthode de Maatoug *et al.*, (2007) a été appliquée. En effet, une vingtaine de feuilles ont été prélevées sur chaque arbre et sur le côté exposé de la route à une hauteur de 1,5 à 2 mètres, afin d'éviter les contaminations dues aux projections venant du sol (Babacar, 1998). Les prélèvements des feuilles ont eu lieu le mois d'août 2010, période où il n'y a eu aucune précipitation donc les feuilles de chaque espèce n'ont pas été lavées, par la suite les échantillons des feuilles ont été stockés dans des sachets en plastique fermés et étiquetés, afin de conserver de l'eau des feuilles, puis ils sont transportés au laboratoire le même jour pour les études ultérieures.

3 – Les paramètres étudiés pour évaluer l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds sur les espèces forestières

3. 1 - La surface foliaire

Benterrouche (2006), montre l'importance de l'étude de la surface foliaire, pour étudier l'effet des teneurs en métaux lourds sur le développement des végétaux. En effet, la surface foliaire des échantillons des feuilles des trois espèces a été étudiée en premier lieu à l'aide d'un Planimètre (Delta-T Image Analysis System, Germany), le même jour de prélèvement au niveau du Laboratoire de Recherche sur les Systèmes Biologique et la Géomantique de l'université de Mascara (L.R.S.B.G). Étant donné que la détermination de la surface de la foliaire par la méthode du planimètre, est la plus utilisée pour des raisons de faciliter d'utilisation, de rapidité, de commodité et de précision, et les valeurs sont estimées en cm² (Ennajah, 2010).

Le matériel utilisé, se résume à du matériel végétal et un planimètre (Delta-T Image Analysis System, Germany), permettant de calculer la surface foliaire.

3. 2 - La teneur en eau (TE) dans les feuilles et rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS)

Généralement, la teneur en eau dans les feuilles des végétaux subissent un stress métallique indique l'effet des métaux lourds sur le développement physiologique des végétaux (Benterrouche, 2006). La toxicité d'un polluant peut donner naissance selon les cas, à des symptômes spécifiques visibles en surface, tels que des nécroses, des taches, ...etc. La teneur en eau dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, caroubier et casuarina, a été déterminée directement après l'étude de la surface foliaire, pour cela les feuilles récoltées dans chaque site ont été pesées en premier lieu avec une balance de précision, afin d'obtenir le poids de la matière fraîche (MF), puis ils sont placés à l'étuve avec une température de 105°C pendant 48 heures, après cette période les feuilles ont été repesées pour avoir le poids de la matière sèche (MS) (Benterrouche, 2006 ; Maatoug et al., 2007 ; Belhadj, 2009). Ainsi, le rapport MF/MS a été ensuite calculé.

La teneur en eau dans les feuilles des trois espèces a été calculée par la formule suivante (Heller et al., 1993) ;

$$TE (Pf) = (Pf - Ps) * 100 / Pf.$$

TE (Pf) : teneur en eau par rapport à la masse fraîche.

Pf : poids de matière fraîche.

Ps : poids de matière sèche.

Matériels utilisés

- Matériel végétales ; feuilles de platane, de casuarina et de caroubier,
- Etuve de 150°C,
- Balance de précision.

3. 3 - La masse surfacique foliaire ou le poids spécifique (LMA)

Le poids spécifique ou LMA (leaf mass per area) (g/m²), est un indicateur simple et facile à mesurer relié à la photosynthèse foliaire et à la productivité de l'arbre (Jurik 1986). En effet, pour déterminer le poids spécifique ou LMA des trois espèces étudiées, la surface foliaire des feuilles a été mesurée par un Planimètre (Delta-T Image Analysis System, Germany), par la suite le poids sec a été déterminé par une balance de précision de 1/1000, après le séchage des feuilles à une température de 105°C pendant 48 heures (Ennajah, 2010).

Matériels utilisés

- Matériel végétales ; feuilles de platane, de casuarina et de caroubier,
- Etuve de 150°C,
- Planimètre.

3. 4 - La teneur en chlorophylle *a* et *b* dans les feuilles

Les chlorophylles, sont des molécules responsables de la couleur verte des plantes, elles sont associées à d'autres pigments, les carotènes et les xanthophylles (Milcent, 2003). L'analyse de la teneur en chlorophylle, informe sur le niveau de la pollution de l'air. L'étude des concentrations en pigments chlorophylliennes indique sur le stress métallique (Yildiz et al., 2011), ainsi, il est l'un des paramètres physiologiques importants à étudier (Benterrouche, 2006). En effet, la teneur en chlorophylle *a* et *b* dans les feuilles du platane, du caroubier et du casuarina ont été déterminées par la méthode de spectrophotométrie selon le protocole expérimentale de Shlyk (1965). Les feuilles vertes de ces espèces ont été découpées séparément en fines lanières à l'aide de ciseaux, après les avoir nettoyés et séchés, par la suite elles sont placées dans un mortier contenant le sable, le Ca CO₃ et l'acétone pure pour les broyer. Le produit obtenu, est laissé se décanter et puis il est filtré sur un papier Durieux. L'ensemble de l'extrait est versé dans des fioles jaugées de 100 ml et ajuster la jauge avec de l'acétone 80%. Les extraits ont été conservés à l'abri de lumière et entourer la fiole par du papier aluminium.

La détermination de la chlorophylle *a* et *b* a été réalisé par une lecture spectrophotométrie au niveau du laboratoire de physiologie végétale de l'université de Sidi Bel Abbès. Cependant, les concentrations de chlorophylle *a* et *b* ont été calculées par $\mu\text{g/gMF}$.

La lecture des densités optiques se fait à $663 = \lambda$ pour la chlorophylle *a* et à $645 = \lambda$ pour la chlorophylle *b*.

La détermination des teneurs est réalisée selon les formules :

$$\text{CH a } (\mu\text{g/gMF}) = 12,7 \text{ DO } (663) - 2,59 \text{ DO } (645) \times V / (1000 \times W).$$

$$\text{CH b } (\mu\text{g/gMF}) = 22,9 \text{ DO } (645) - 4,68 \text{ DO } (663) \times V / (1000 \times W).$$

$$\text{CH t} = \text{CH a} + \text{CH b}$$

V : volume solution extraite et W le poids de matière fraîche de l'échantillon

Matériels utilisés

- Matériel végétales ; feuilles de platane, de casuarina et de caroubier,
- Un ciseau,
- Un mortier,
- Papier Durieux,
- Des fioles jaugées de 100 ml,
- Spectrophotomètre,
- Micro seringue
- Tube à essaie.

3. 5 - La teneur en plomb, cuivre et zinc dans les feuilles

Pour confirmer l'effet des métaux lourds sur les paramètres étudiés sur les trois espèces végétales pérennes, il est nécessaire de quantifier la concentration des métaux lourds qui constitue un indicateur déterminant pour évaluer la pollution.

Le plomb, le cuivre et le zinc, sont les principaux polluants métalliques en relation avec le trafic routier (Dolan *et al.*, 2006). A cet effet, les végétaux à proximité des routes, sont très utilisées dans la détection de la pollution de l'air par les métaux lourds d'origine trafic routier, notamment les feuilles des arbres. A ce sujet, Goodamn et Roberts (1971), ont signalé que les tissus des végétaux, constituent un indicateur effectif de la pollution atmosphérique.

La quantification des teneurs totales en éléments métalliques dans les végétaux, nécessite une mise en solution (minéralisation), par élimination de la matière organique, elle se fait généralement par l'attaque des acides des phases solides. Dans la plupart du temps, les méthodes de préparation et de dosage des métaux dans le sol, sont les mêmes pour les feuilles, les lichens et les champignons (Deletraz et Paul, 1998; Flückiger et Flückiger-Keller, 1978).

La technique de minéralisation utilisée est celle de Maatoug *et al.*, (2007); Belhadj, (2009); Slaveya et Petrova (2011), elle se fait comme suit :

- 200 mg de matière sèche des feuilles séchées de chaque espèce sont broyées à l'aide d'un broyeur (moulin à café) afin d'atteindre une poudre très fine,
- la poudre obtenue est incérée dans un four à moufle dont la température est augmentée progressivement jusqu'à 500°C,

- après l'incinération, la poudre est mise en solution en mélange de 0,5 ml de l'acide nitrique, d'acide fluorhydrique et l'acide perchlorique dans des tubes à essai de 10 ml,
- après incubation pendant 24 h, les tubes sont portés à ébullition dans un bain-marie et complétés avec 10 ml d'eau distillée.

Il faut noter, que cette méthode permet le dosage de l'ensemble des éléments traces. Par la suite, le dosage du plomb, zinc et cuivre dans les solutions a été réalisé par une spectrométrie d'absorption atomique en mode d'atomisation électrothermique (Spectromètre Perkin-Elmer modèle 100) au niveau de l'Institut National des Sols, de l'Irrigation et du Drainage (INSID) d'El Matmar (Relizaine).

Matériels utilisés

- Matériel végétales : feuilles de platane, de casuarina et de caroubier,
- Moulin à café,
- Papier filtre,
- Acide sulfurique, acide nitrique,
- Creuser en porcelaine,
- Des fioles jaugées de 100 ml - Four à moufle 1500°C,
- Tube à essai,
- Spectromètre Perkin-Elmer modèle 100.

3. 6 - Analyse statistique

Une analyse statistique des résultats des paramètres étudiés, a été réalisée et axée sur une analyse de la variance (ANOVA) des moyennes, qui a été complétée par une comparaison des moyennes par le test de Newman-Keuls en utilisant le logiciel de statistique, STATISTICA 6.0.

4 - Résultats et discussions

4.1 – La teneur en eau TE (PF) et rapport matière fraîche /matière sèche (MF/MS) des feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*) et caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Tableau 18 : La teneur en eau « TE » (valeurs moyennes ± Ecart-type) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.

Sites	platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>)	casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)
S1	41,65 ± 22,25	21,58 ± 7,39	32,84 ± 11,75
S2	15,33 ± 5,02	13,88 ± 7,20	25,00 ± 5,44
S3	9,22 ± 6,92	25,07 ± 15,18	15,61 ± 7,65
S4	14,84 ± 10,43	16,46 ± 4,00	13,95 ± 3,28
S5	46,29 ± 29,17	16,16 ± 13,11	15,88 ± 7,61
S6	21,25 ± 16,15	21,89 ± 2,61	17,05 ± 7,05
S7	14,46 ± 10,77	16,62 ± 15,34	20,12 ± 5,56
ST	78,88 ± 11,62	36,31 ± 15,69	66,56 ± 4,63

Tableau 19 : Rapport matière fraîche/matière sèche «MF/MS» (valeurs moyennes ± Ecart-type) des feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.

Sites	platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>)	Casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)
S1	1,88 ± 0,69	1,28 ± 0,12	1,52 ± 0,28
S2	1,18 ± 0,07	1,37 ± 0,29	1,33 ± 0,10
S3	1,10 ± 0,08	1,16 ± 0,10	1,19 ± 0,10
S4	1,18 ± 0,14	1,19 ± 0,05	1,16 ± 0,04
S5	2,19 ± 0,94	1,21 ± 0,19	1,19 ± 0,11
S6	1,30 ± 0,24	1,28 ± 0,04	1,21 ± 0,10
S7	1,18 ± 0,14	1,23 ± 0,25	1,25 ± 0,09
ST	5,68 ± 2,65	3,47 ± 1,70	4,02 ± 0,38

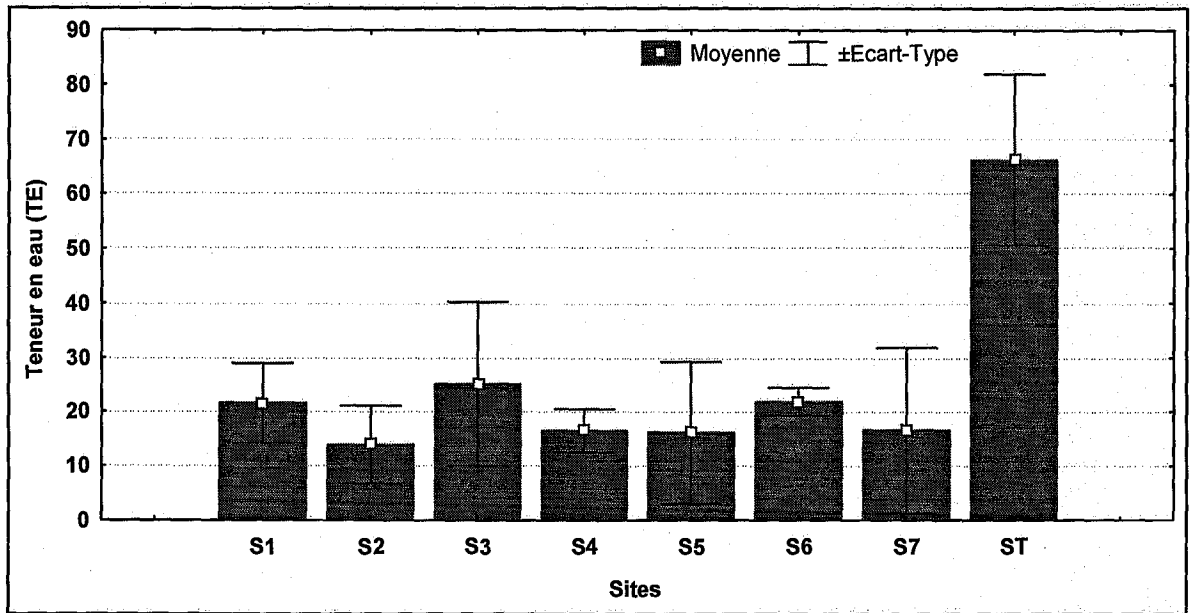


Figure 32 : Teneur en eau (TE) dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

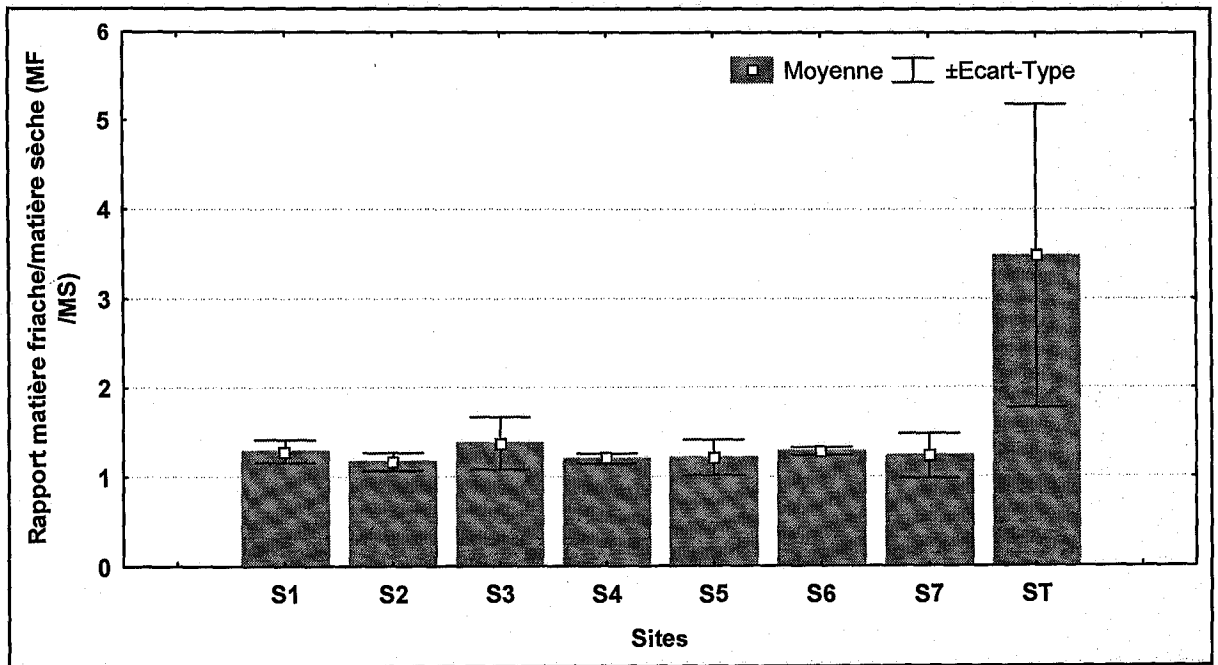


Figure 33 : Rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS) des feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

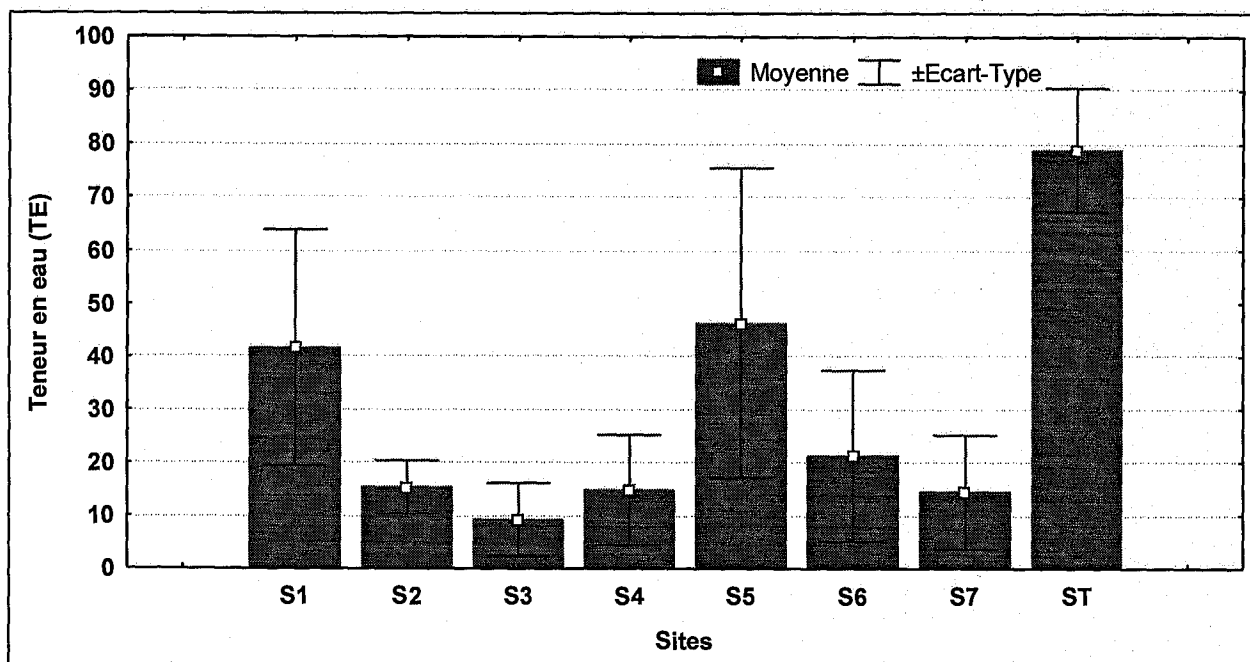


Figure 34 : Teneur en eau (TE) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

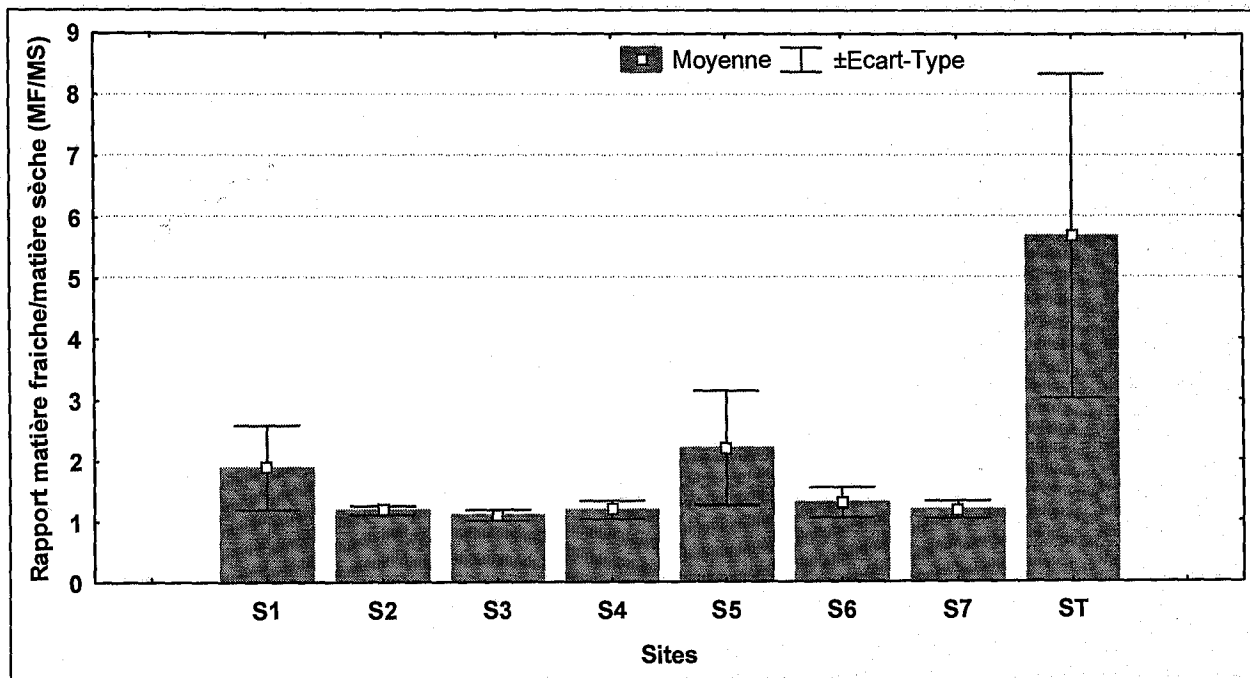


Figure 35 : Rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS) des feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

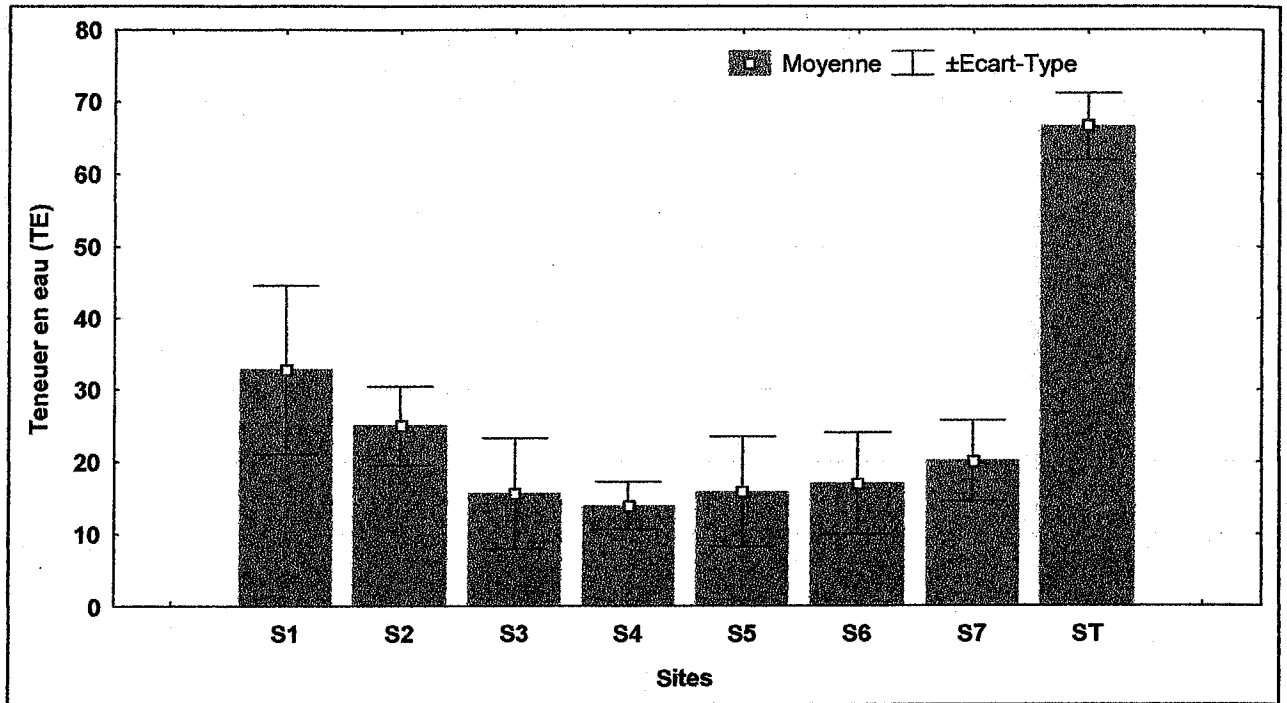


Figure 36 : Teneur en eau (TE) dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

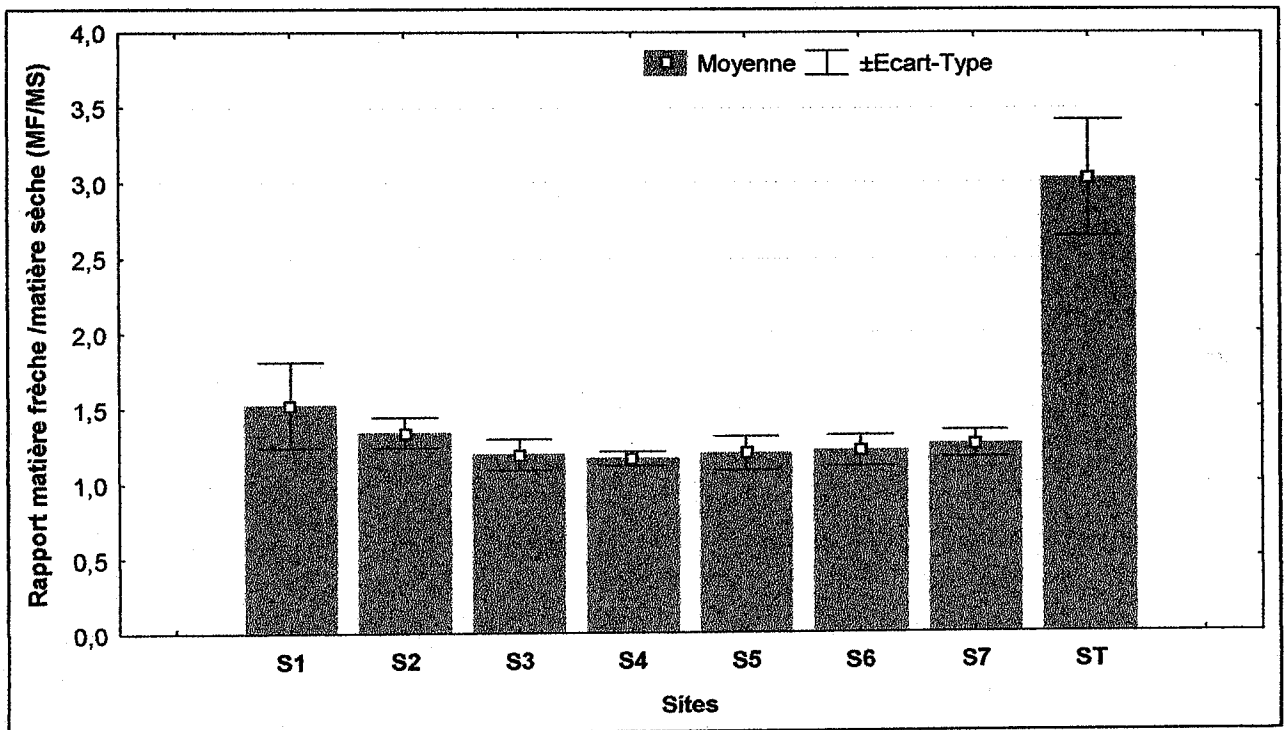


Figure 37 : Rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS) des feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

L'analyse des résultats de la teneur en eau « TE » (tableau 19), permettent de constater dans un premier temps, que la teneur en eau dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier prélevées des différents sites, présentent une différence significative entre les différents sites urbains et le site témoin pour les trois espèces. En effet, les teneurs en eau enregistrées dans le cas des feuilles de platane à feuille d'érable varient de $46,29 \pm 29,17$ à $9,22 \pm 6,92$ des valeurs nettement inférieures à celles enregistrées dans le site témoin $78,88 \pm 11,62$. Cependant, les faibles valeurs, ont été enregistrées dans le site S3 avec $9,22 \pm 6,92$.

Dans le cas du casuarina, les teneurs en eau enregistrés varient de $25,07 \pm 15,18$ à $13,88 \pm 7,20$ et les faibles teneurs ont été enregistrées dans le site S2 avec $13,88 \pm 7,20$. Notons que l'ensemble des valeurs sur la teneur en eau enregistrée dans le cas du casuarina dans les différents sites urbains, sont très inférieurs à la valeur enregistrée dans le site témoin $36,31 \pm 15,69$. Pour le caroubier, les teneurs en eau enregistrées dans les sites urbains varient de $32,84 \pm 11,75$ à $13,95 \pm 3,28$, des valeurs fiables par rapport de site témoin $66,56 \pm 4,63$.

Les résultats sur la teneur en eau dans les feuilles des trois espèces, sont soumis à une analyse de la variance (ANOVA) à un facteur, montrant qu'il existe une différence très hautement significative dans les moyennes de la teneur en eau entre les différentes sites urbains et le site témoin ($p < 0,001$). Ces résultats, trouvent leur confirmation dans le test de Newman-Keuls (annexe 1).

Les teneurs en eau les plus élevées dans les trois espèces, ont été enregistrées dans les sites témoins éloignés de toute source de contamination par les métaux lourds. Par opposition, les faibles teneurs ont été enregistrées dans les sites : S2, S3 et S4, respectivement pour le platane à feuilles d'érable, le casuarina et le caroubier. Ces sites, sont situés dans des secteurs urbains caractérisés par trafic routier important (centre ville), ce qui entraîne des émissions importantes en métaux lourds affectant les feuilles dans ces sites.

L'examen des résultats obtenus sur le rapport « MF/MS » (tableau 20), permet aussi de constater que ce rapport varie de $2,19 \pm 0,94$ à $1,10 \pm 0,08$ pour le platane et de $1,37 \pm 0,29$ à $1,16 \pm 0,10$ pour le casuarina. Dans le cas du caroubier, il varie de $1,52 \pm 0,28$ à $1,16 \pm 0,04$. Le rapport MF/MS enregistré dans les sites témoins, est supérieur à celui enregistré dans les différents sites urbains, il est de $5,68 \pm 2,65$, $3,47 \pm 1,70$, $4,02 \pm 0,38$, respectivement pour le platane à feuille d'érable, le casuarina et le caroubier.

Les résultats sur le rapport « MF/MS » des feuilles des trois espèces, sont soumis à une analyse de la variance (ANOVA) à un facteur, montrant qu'il existe une différence très hautement significative entre les différents sites urbains et le site témoin ($p < 0,001$). Ces résultats ont été confirmés par le test de Newman-Keuls (annexe 2).

Plusieurs recherches dans le domaine, ont abouti au fait que le rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS), est l'un des indicateurs de la santé d'un végétal dans une région donnée, étant donné que plus l'air est sain, plus le développement du végétal est normal : le poids de la matière fraîche est normal (Maatoug et *al.*, 2007 ; Belhadj, 2009). En effet, dans les villes et les voisinages des grandes axes de circulation routière, les feuilles des arbres sont de très bons collecteurs des poussières et de métaux lourds, causant une diminution de l'activité photosynthétique de l'arbre, une réduction de la croissance, des nécroses foliaires et des décolorations foliaires, entraînant par la suite la diminution du poids de la matière fraîche des feuilles récoltées et par conséquent, un rapport MF/MS faible (Maatoug et *al.*, 2007).

La faible teneur en eau enregistrée dans les différents sites urbains à côté des axes routiers, s'explique par le faible poids de la matière fraîche, due probablement à l'effet des polluants métalliques et des poussières induites par le trafic routier sur la vigueur et l'activité physiologique des végétaux, qui poussent à proximité des routes. Plusieurs travaux dans ce domaine ont signalé, que les symptômes visibles sur les végétaux liés aux polluants métalliques, comprennent une diminution de la croissance et des poids frais et secs (Braun et Flückiger 1995, Woodbury et *al.*, 1994). Deltraz et Paul (1998), montrent que la résistance à la diffusion des plantes qui poussent près d'une autoroute, est diminuée par rapport à celle qui pousse à 200 m ; le phénomène étant particulièrement marqué aux heures chaudes de la journée où les stomates restent anormalement ouverts, ce qui provoque une transpiration excessive. Cette dernière, peut être dommageable pour les plantes (stress hydrique) et dans ce cas les stomates, sont maintenus ouverts au-delà de leur degré normal d'ouverture, par conséquent, les échanges gazeux entre les feuilles et l'atmosphère augmentent (Colwill et *al.*, 1982). Une autre étude a été réalisée sur l'Épicéa et le Sapin de Norvège, placés dans une atmosphère polluée par les gaz d'échappements des véhicules pendant dix semaines, montrent également que la capacité de régulation des mouvements des stomates est altérée (Kammerbauer et *al.*, 1986).

Selon Chakhparonian (1995), les conséquences les plus désastreuses de la pollution atmosphérique pour les végétaux, sont les changements irréversibles des enzymes, des protéines et surtout de l'ultra-structure des organites cellulaires, entraînant par la suite une désorganisation de l'appareil photosynthétique. Automatiquement, tous les autres processus métaboliques, sont également détériorés ce qui conduit à l'endommagement de la plante, même si les symptômes ne sont pas apparents.

4.2 - La surface foliaire

Tableau 20 : La surface foliaire (cm²) (valeurs moyennes \pm Ecart-type) de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier.

Sites	platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>)	casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)
S1	88,26 \pm 2,19	2,26 \pm 0,95	12,23 \pm 5,31
S2	84,70 \pm 11,98	1,43 \pm 0,58	13,03 \pm 2,35
S3	73,26 \pm 3,64	3,63 \pm 0,41	15,20 \pm 3,05
S4	91,70 \pm 6,58	1,90 \pm 0,60	10,80 \pm 1,58
S5	82,40 \pm 8,82	2,51 \pm 0,62	12,16 \pm 1,00
S6	85,58 \pm 12,34	2,34 \pm 0,80	12,40 \pm 3,04
S7	84,90 \pm 4,17	3,05 \pm 0,67	11,46 \pm 3,38
ST	123,50 \pm 52,34	4,82 \pm 0,50	19,00 \pm 0,34

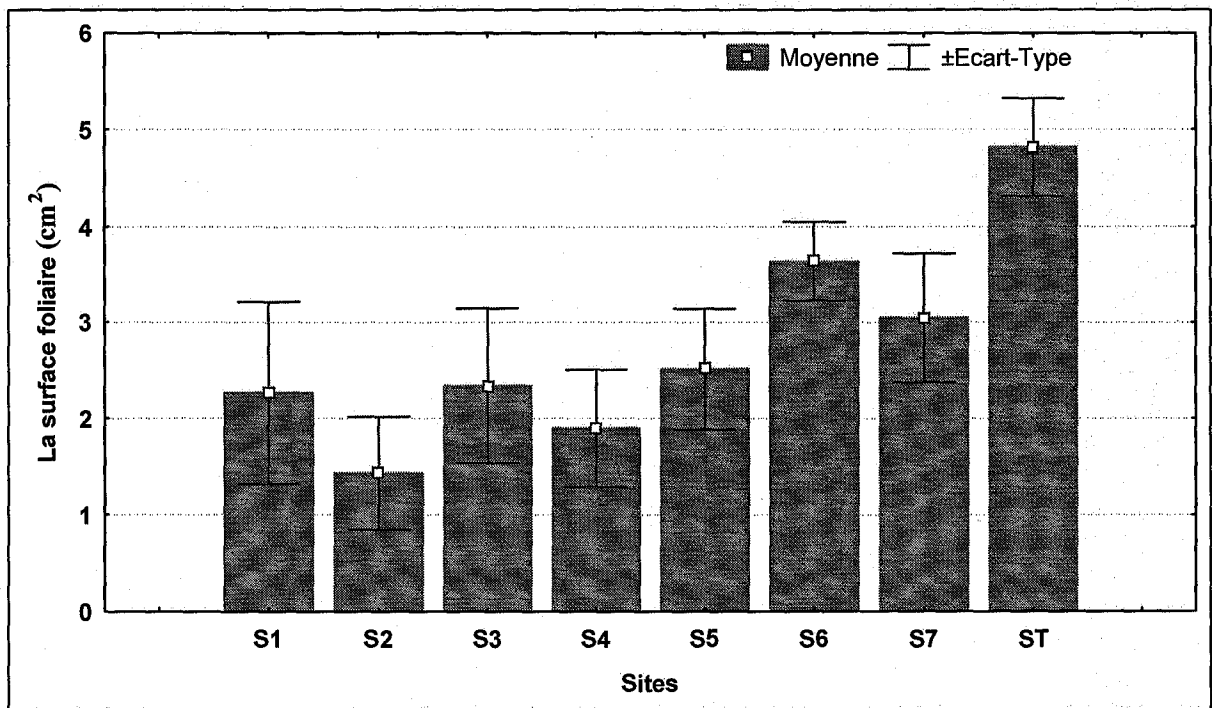


Figure 38 : La surface foliaire de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

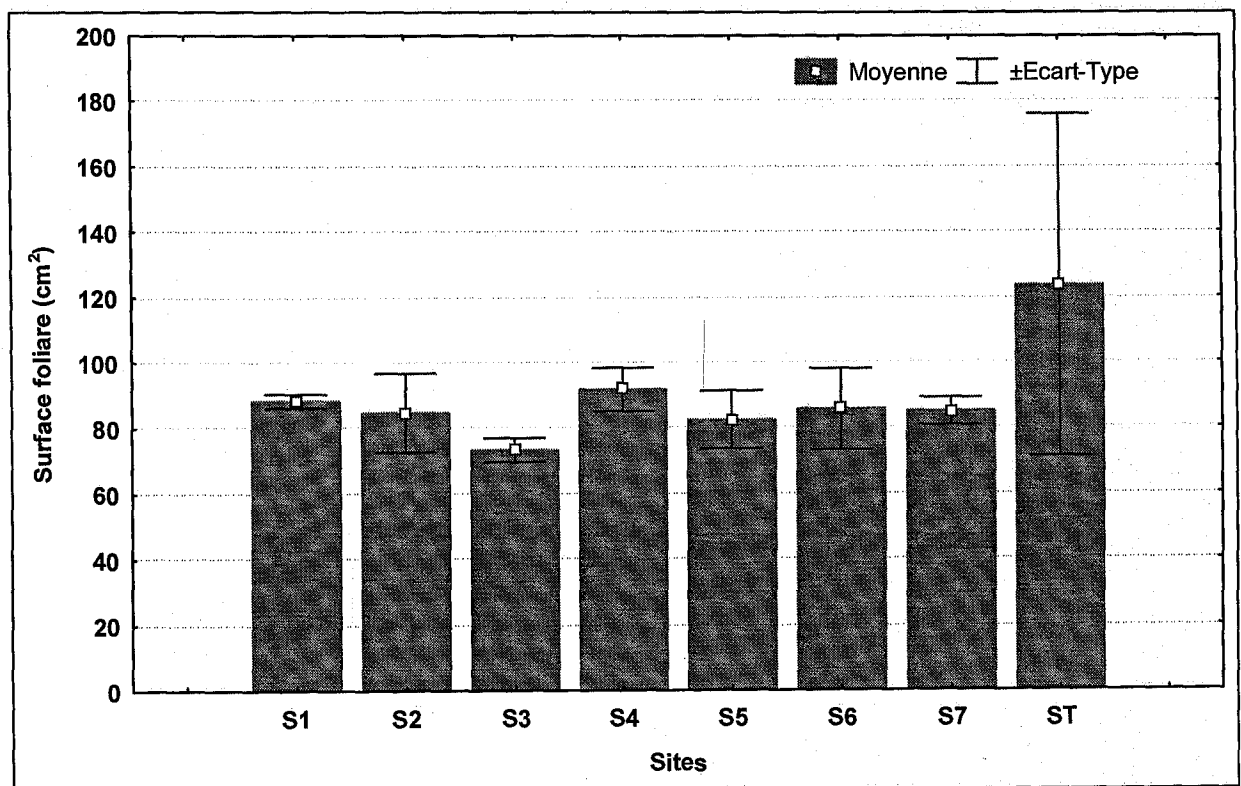


Figure 39 : La surface foliaire de platane (*Platanus acerifolia*)

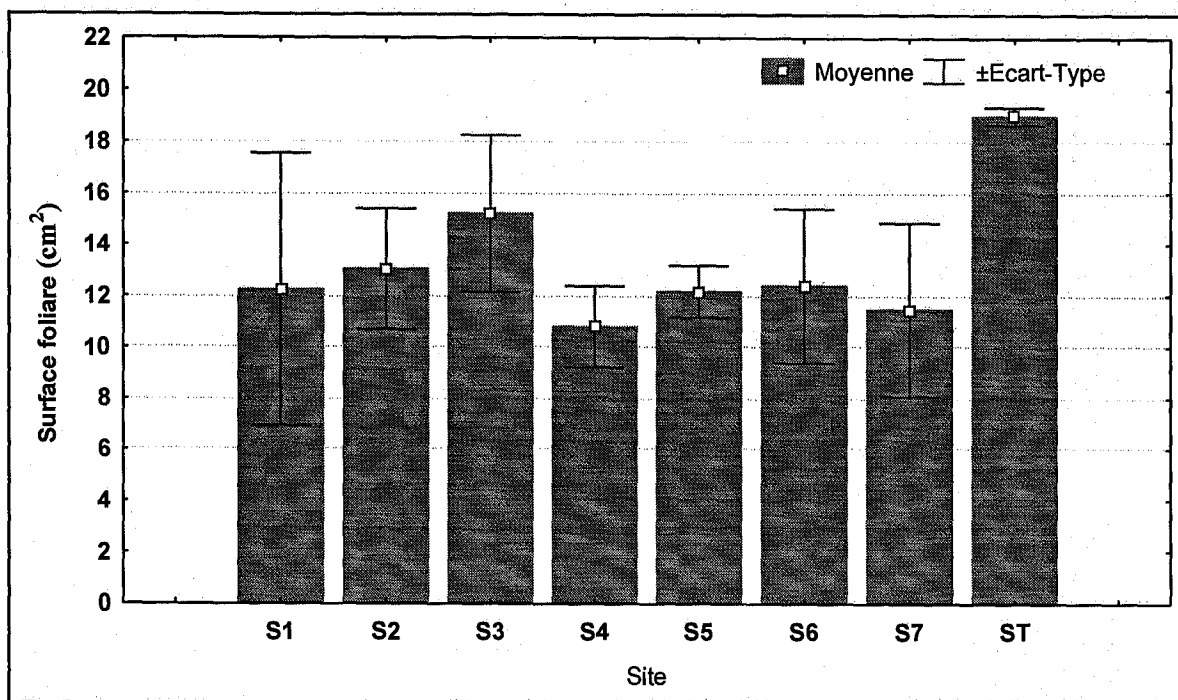


Figure 40 : La surface foliaire de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Les résultats sur la surface foliaire de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier, sont très variables d'un site à un autre (tableau 20). En effet, la surface foliaire de platane à feuilles d'érable varie de $91,70 \pm 6,58$ à $73,26 \pm 3,64$ cm², elle est de $123,50 \pm 52,34$ cm² dans le site témoin. Dans le cas du casuarina, elle varie de $3,63 \pm 0,41$ à $1,43 \pm 0,58$ cm² et les valeurs maximales ont été enregistrées dans le site témoin $4,82 \pm 0,50$ cm². Les plus faibles valeurs en surface foliaire pour le casuarina, ont été enregistrées dans les sites S2 et S4 avec $1,43 \pm 0,58$, $1,90 \pm 0,60$ cm². Dans le cas du caroubier, la surface foliaire varie de $15,20 \pm 3,05$ cm² à $10,80 \pm 1,58$ cm² et la maximum valeur a été enregistrée au niveau du site témoin $19,00 \pm 0,34$ cm².

L'analyse de la variance à un facteur des résultats de la surface foliaire des trois espèces, montre qu'il existe une différence très significative entre les sites urbains et le site témoin. Ces résultats, sont confirmés par le test de Newman-Keuls au seuil de 5% (annexe3).

Des observations sur l'état des feuilles ont été notées au cours des mesures de la surface foliaire pour les trois espèces et dans les différents sites. Elles ont montré la présence des petites tâches des chloroses sur le limbe des feuilles de platane à feuilles d'érable et de caroubier dans l'ensemble des sites urbains comparativement aux sites témoins (surtout pour le cas du platane à feuilles d'érable), dues probablement à une

phytotoxicité liés à un excès d'exposition aux éléments métallique. Les symptômes de toxicité induits par les métaux lourds, se manifestent par le développement des chloroses et des nécroses foliaires (Brune et *al.*, 1995). Selon Miquel (2001), l'élément métallique une fois introduit dans la cellule végétale, va développer une toxicité liée à sa faible solubilité et à son pouvoir oxydant et/ou à sa faculté à remplacer des métaux biologiques.

Les différences enregistrées dans les valeurs de la surface foliaire pour les trois espèces entre les sites témoins et les autres sites urbains, pourraient être attribuées à l'effet probable de la pollution métallique imposée par le trafic routier sur la croissance et le développement des végétaux qui pousse le long des routes. Joumard et *al.*, (1995), ont montré que la croissance des nouvelles pousses chez le Sapin de Norvège est réduit de 25% en bordure d'autoroute par rapport aux arbres témoins, ce qui traduit par une diminution de la surface la feuille. Dans ce contexte, le feuillage des arbres joue un rôle privilégié dans les flux d'énergie et des matières au sein de l'écosystème forestier car il se trouve à l'interface entre l'atmosphère et la plante, c'est dans les feuilles que se réalisent les principales réactions biochimiques vitales pour l'arbre (Proisy, 1999).

Il y a lieu de signaler, que les conditions écologiques et d'habitat en bordure d'autoroute, ne sont pas des conditions idéales pour la croissance des plantes, et par conséquent des réductions de croissance sont souvent observées sur les végétaux.

Ainsi, des expériences sur la croissance des plants de Cannabis exposés aux conditions de pollution atmosphérique à proximité des routes, montrent que ces feuilles réduisent leurs croissance végétative, ils sont plus petites avec des pétioles plus courts (Sharma, 1987). L'effet des métaux rejetés par le trafic routier sur les végétaux à proximité des routes a été constaté par plusieurs chercheurs, notamment les symptômes visibles de l'exposition des plantes au cadmium. Les conséquences, sont une réduction et l'inhibition de la croissance des différents parties des plantes, accompagné d'une réduction de la biomasse des différents organes de l'Haricot (Poschenrieder et *al.*, 1989), du pois (Sandalio et *al.*, 2001; Chaoui et *al.*, 2004), du Tournesol (Groppa et *al.*, 2007), du Riz (Hassan et *al.*, 2005; Aina et *al.*, 2007), du Saule et de Peuplier (Lunackova et *al.*, 2003; Cosio et *al.*, 2005), du l'Ail et des plantes du genre Brassica comme le Colza et la Moutarde indienne (Haag-Kerwer et *al.*, 1999).

Ces inhibitions de la croissance, s'accompagnent le plus souvent avec des changements anatomiques, structuraux et ultra-structuraux importants au niveau des feuilles (Baryla et *al.*, 2001; Sandalio et *al.*, 2001), mais aussi les racines sont affectés (Lunackova et *al.*, 2003; Cosio et *al.*, 2005; Patel et *al.*, 2005). D'autres travaux ont signalé

aussi, que les métaux induisent à partir d'un certain seuil des dysfonctionnements biochimiques et physiologiques des végétaux, il s'agit essentiellement d'une diminution de la longueur des feuilles et de la biomasse produite (Brune et al., 1995). Dans le même sujet, Flückiger et Flückiger-Keller (1978), constatent que les feuilles de Frêne, de Peuplier, de Bouleau, de Cornouiller, de Chèvrefeuille et de Chêne, poussent en pots dans les bordures des autoroutes, sont plus petites que celles des plantes éloignées à 200m de l'autoroute. Les travaux de Lawrey et Hale (1979), montrent que la croissance des thalles juvéniles des lichens affectées par un taux de pollution important, est très réduit par rapport des thalles dans un site témoin peu pollué, cette étude montre aussi, que les jeunes thalles nouvellement établis, sont les plus sensibles aux perturbations environnementales. Des touffes de mousse *Polytricum formosum*, qui sont transplantées près d'une route, présentent une croissance réduite due à un effet négatif de NO₂ en synergie avec d'autres polluants (Bell et al., 1992).

Par ailleurs, le trafic routier entraîne une diminution du pH des feuilles et qui liée à la durée d'exposition aux polluants d'origine trafic routier, cependant, l'acidité des surfaces foliaires est plus dommageable pour les végétaux que la pénétration des polluants à travers la cuticule (Deletraz et Paul, 1998). Ainsi, les effets de la pollution métallique d'origine routière sur la croissance des arbres et arbustes à feuilles caduques, sont marqués par la mort d'une partie des bourgeons et un retard dans l'apparition des feuilles. Les dommages peuvent être plus sévères et même certaines branches peuvent être totalement dépourvues des feuilles, cependant, chez les résineux, l'extrémité des aiguilles d'un an prend une coloration brun-rougeâtre et la partie brune, est nettement séparée de la partie en bonne santé, ainsi les aiguilles les plus âgées, tombent prématurément ce qui affectant la capacité photosynthétique des arbres, il est observé aussi des branches de plus en plus courtes, clairsemées voire totalement absentes en cas des dommages importants (Deletraz et Paul, 1998).

Il faut noter aussi, que la pollution métallique entraîne aussi une abaissement de la transpiration et l'absorption des macro et micro-éléments dans la plante, en particulier du potassium et des nitrates (Sandalio et al., 2001; Krupa et al., 2002; Pal et al., 2006), et la conséquence directe est alors une réduction de la croissance (Poschenrieder et al., 1989; Haag-Kerwer et al., 1999).

4.3 - La teneur en chlorophylle *a* et *b*

Tableau 21 : La teneur en chlorophylle *a* et *b* ($\mu\text{g/gMF}$) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Sites	Chlorophylle <i>a</i>	Chlorophylle <i>b</i>	Chlorophylle <i>a+b</i>	Chlorophylle <i>a/b</i>
S1	368,63 \pm 57,27	186,23 \pm 23,00	554,86 \pm 78,15	1,97 \pm 0,15
S2	313,70 \pm 56,86	117,53 \pm 28,30	431,23 \pm 78,95	2,71 \pm 0,50
S3	272,63 \pm 61,77	121,26 \pm 13,41	393,90 \pm 55,84	2,28 \pm 0,65
S4	409,76 \pm 19,96	180,36 \pm 26,72	590,13 \pm 39,64	2,30 \pm 0,32
S5	296,80 \pm 4,91	113,60 \pm 26,28	410,40 \pm 13,52	2,63 \pm 0,27
S6	292,06 \pm 52,18	105,96 \pm 12,89	398,03 \pm 64,60	2,74 \pm 0,19
S7	383,13 \pm 26,98	172,23 \pm 66,13	555,37 \pm 92,51	2,46 \pm 0,93
ST	505,00 \pm 16,04	284,70 \pm 23,26	789,70 \pm 12,77	1,78 \pm 0,20

Tableau 22 : La teneur en chlorophylle *a* et *b* ($\mu\text{g/gMF}$) dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Sites	Chlorophylle <i>a</i>	Chlorophylle <i>b</i>	Chlorophylle <i>a+b</i>	Chlorophylle <i>a/b</i>
S1	3,40 \pm 1,01	1,70 \pm 0,50	5,10 \pm 1,52	0,66 \pm 0,00
S2	1,05 \pm 0,13	0,52 \pm 0,07	1,57 \pm 0,20	0,66 \pm 0,00
S3	3,20 \pm 0,90	1,61 \pm 0,47	4,81 \pm 1,37	0,66 \pm 0,00
S4	1,50 \pm 0,69	0,75 \pm 0,34	2,26 \pm 1,03	0,66 \pm 0,00
S5	1,50 \pm 0,51	0,75 \pm 0,25	2,25 \pm 0,77	0,66 \pm 0,01
S6	1,83 \pm 0,55	0,91 \pm 0,27	2,75 \pm 0,82	0,66 \pm 0,00
S7	3,83 \pm 0,55	1,91 \pm 0,27	5,75 \pm 0,82	0,65 \pm 0,01
ST	5,70 \pm 0,56	2,85 \pm 0,28	8,55 \pm 0,83	0,67 \pm 0,01

Tableau 23 : La teneur en chlorophylle *a* et *b* ($\mu\text{g/gMF}$) dans les feuilles les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Sites	Chlorophylle <i>a</i>	Chlorophylle <i>b</i>	Chlorophylle <i>a+b</i>	Chlorophylle <i>a/b</i>
S1	263,76 \pm 34,51	125,83 \pm 22,41	389,60 \pm 56,41	2,11 \pm 0,15
S2	228,40 \pm 27,00	122,26 \pm 25,57	350,66 \pm 52,02	1,89 \pm 0,17
S3	228,66 \pm 96,19	107,56 \pm 40,00	336,23 \pm 135,68	2,09 \pm 0,17
S4	212,33 \pm 18,11	105,06 \pm 10,03	317,40 \pm 28,15	2,02 \pm 0,02
S5	230,33 \pm 29,90	111,20 \pm 20,26	341,53 \pm 50,00	2,08 \pm 0,13
S6	248,33 \pm 46,15	115,03 \pm 16,75	363,36 \pm 60,61	2,15 \pm 0,22
S7	295,60 \pm 8,28	125,60 \pm 22,04	421,20 \pm 21,81	2, 41 \pm 0,49
ST	375,10 \pm 10,70	187,58 \pm 5,34	562,68 \pm 16,05	2,00 \pm 0,01

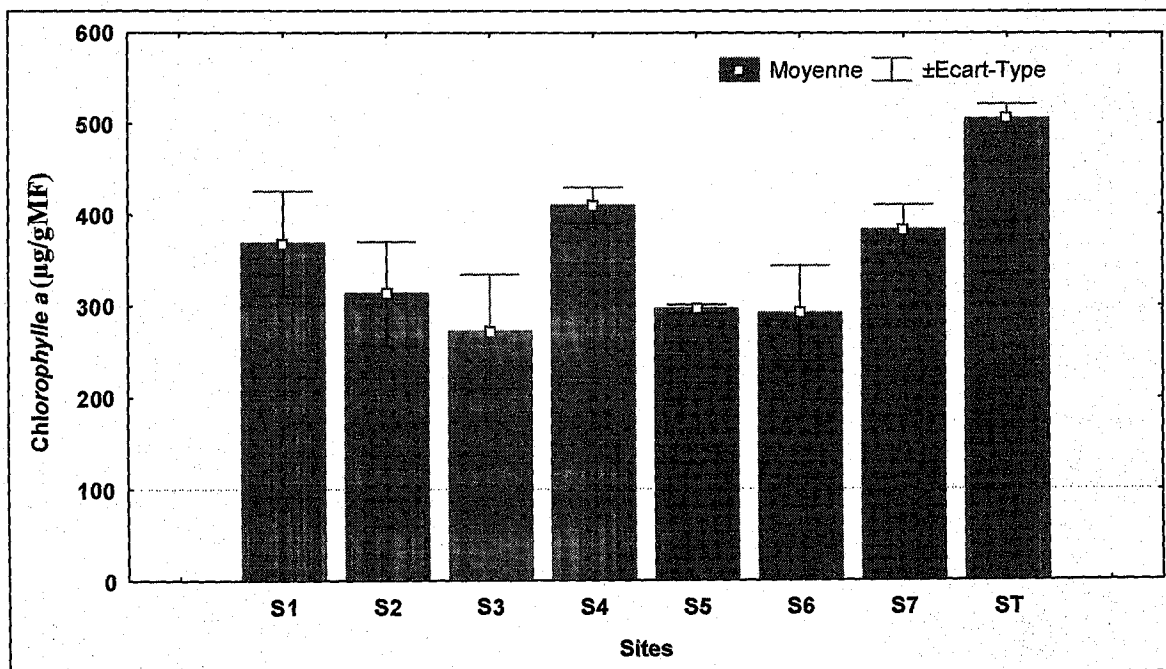


Figure 41 : La teneur en chlorophylle *a* dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

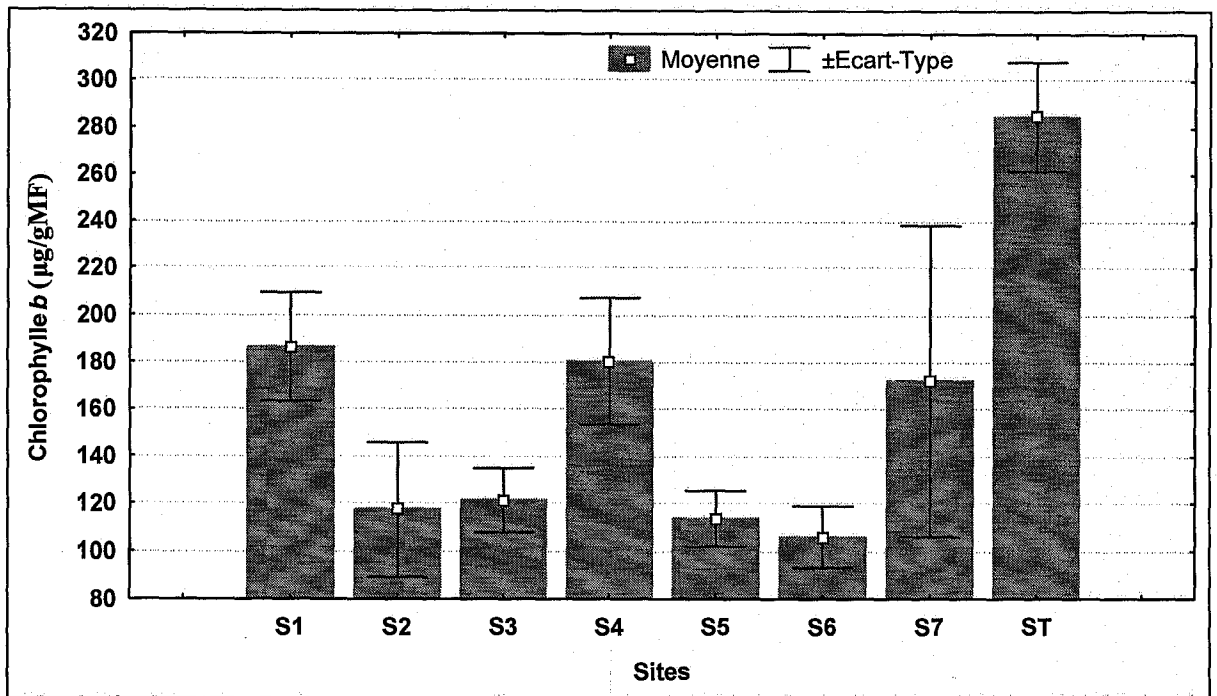


Figure 42 : La teneur en chlorophylle *b* dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

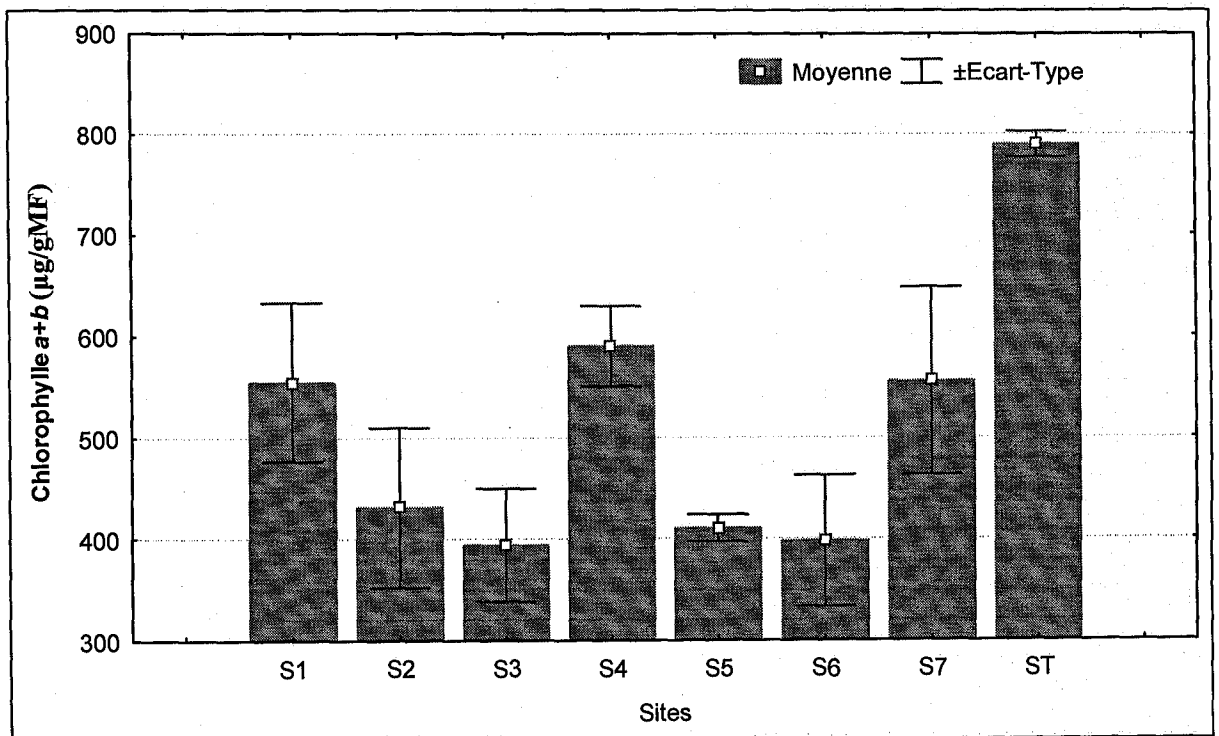


Figure 43 : La teneur en chlorophylle *a+b* dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

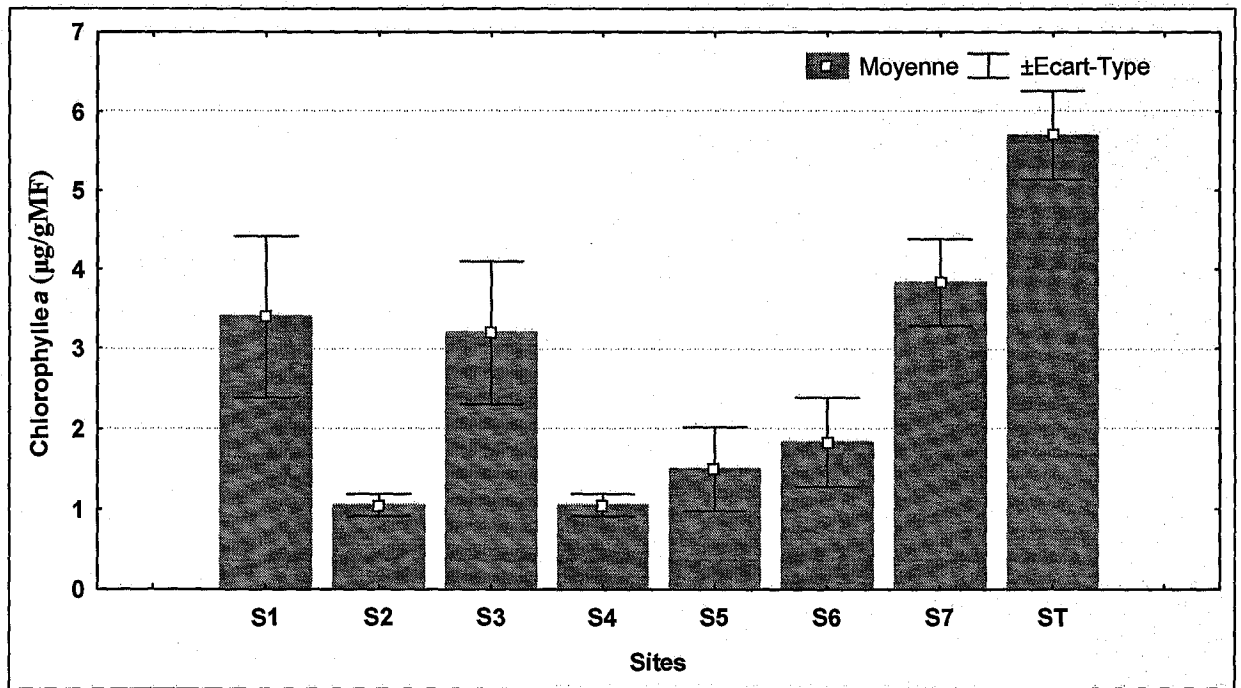


Figure 44 : La teneur en chlorophylle a dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

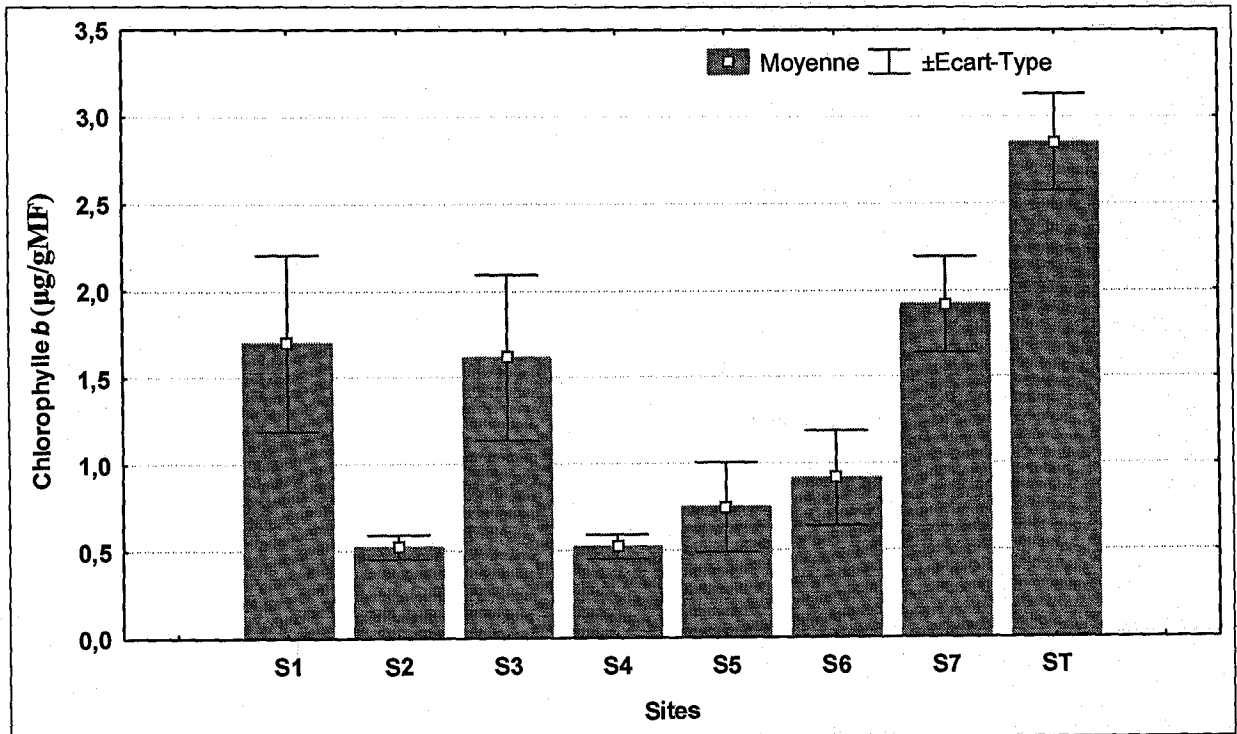


Figure 45 : La teneur en chlorophylle b dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

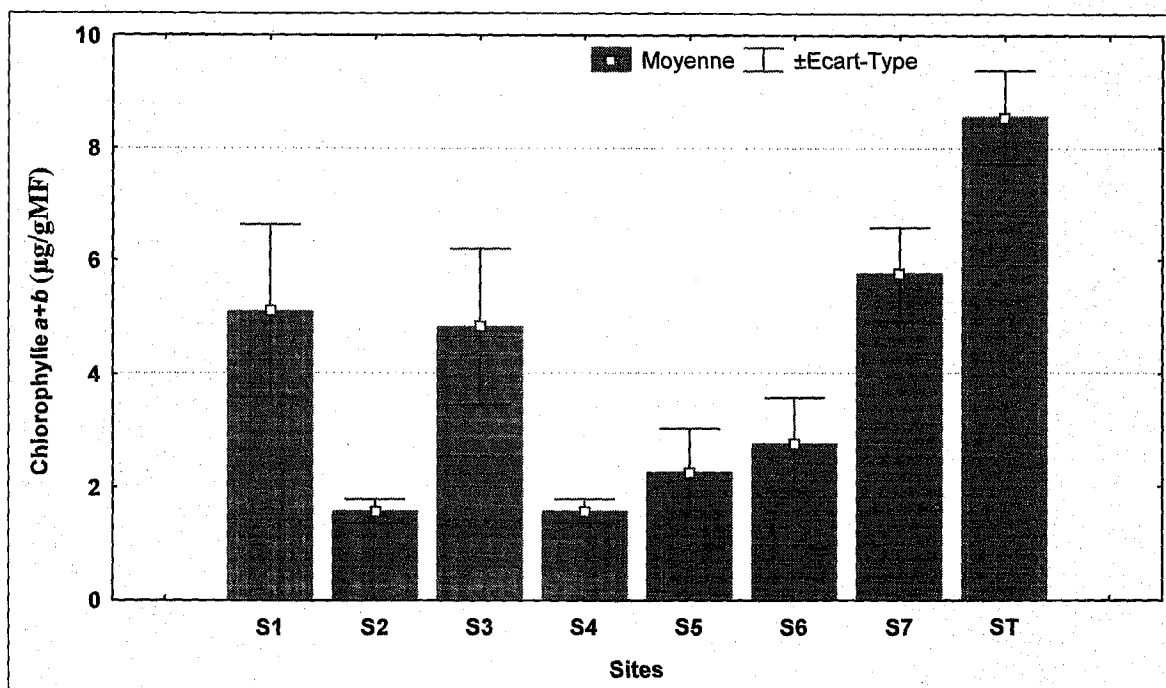


Figure 46 : La teneur en chlorophylle a+b dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

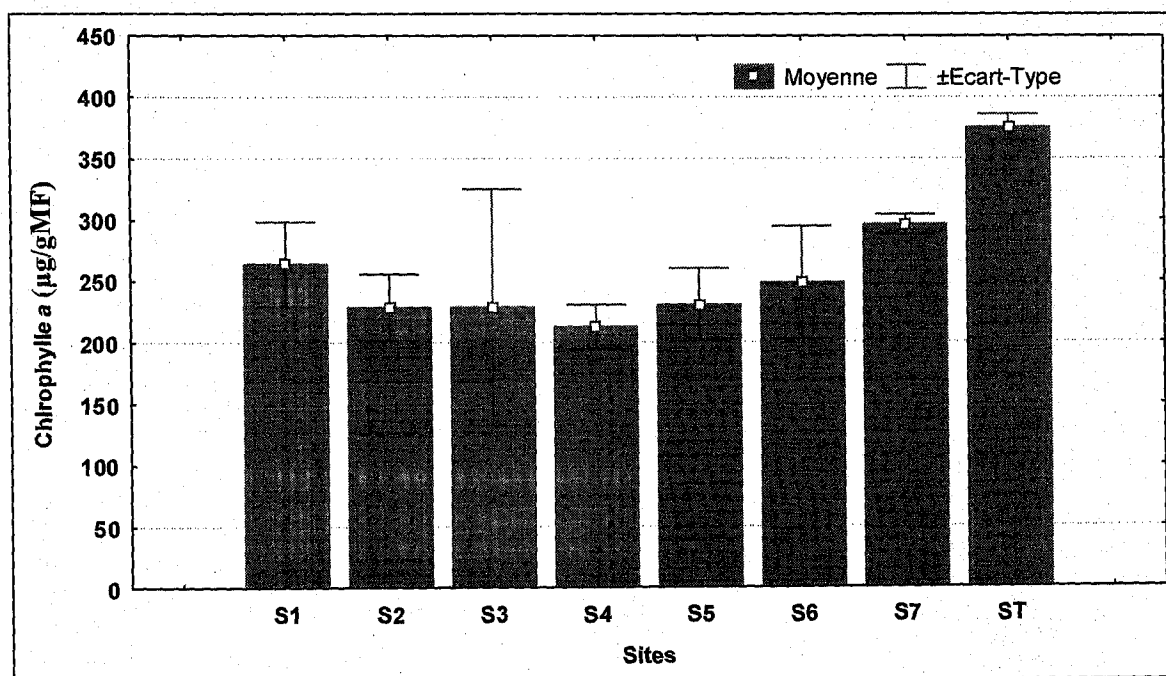


Figure 47 : La teneur en chlorophylle a dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

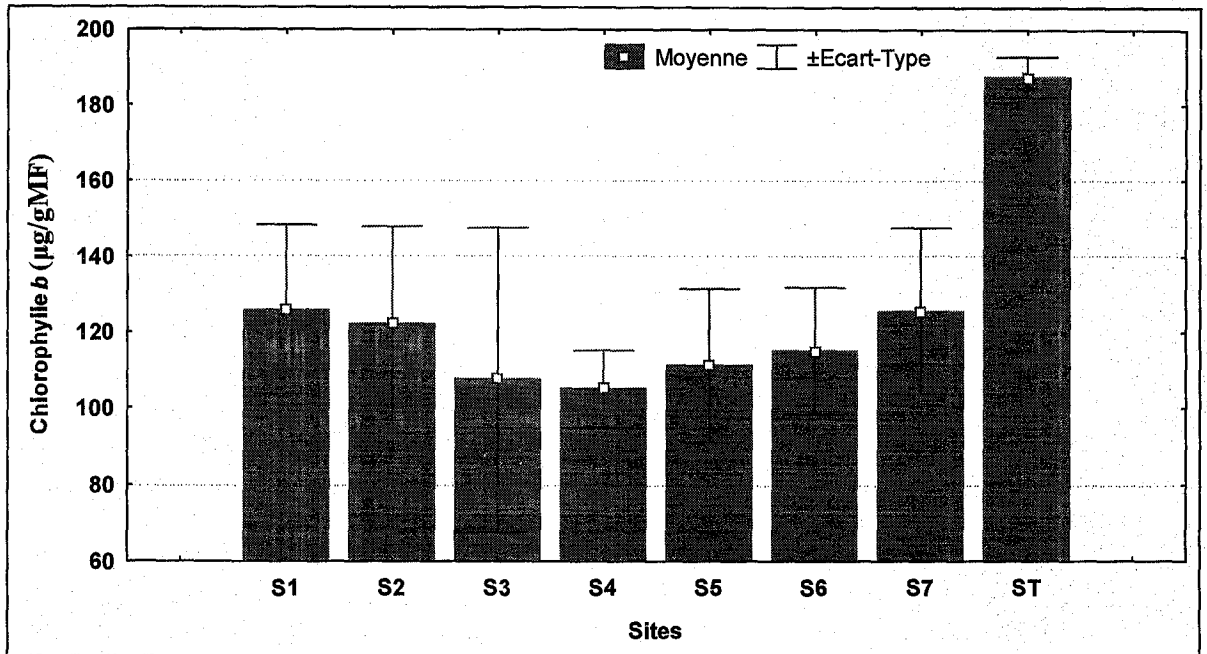


Figure 48 : La teneur en chlorophylle *b* dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

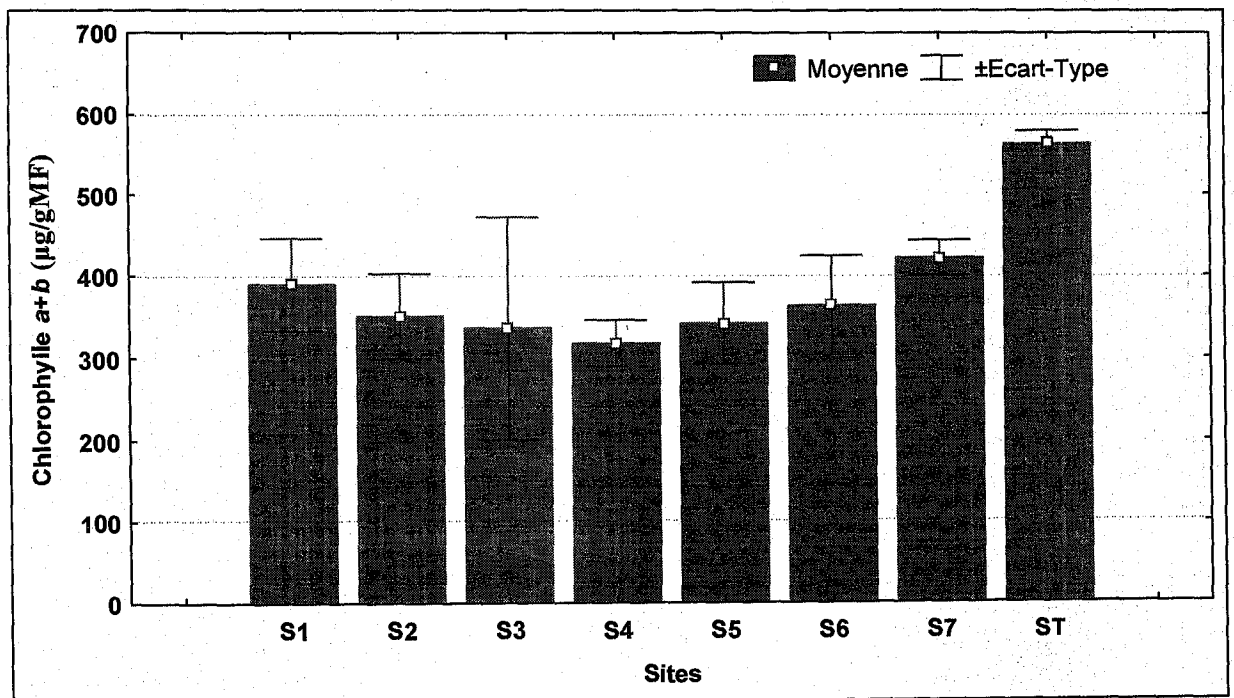


Figure 49 : La teneur en chlorophylle *a+b* dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Les résultats sur la teneur en chlorophylle dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier (tableau 21, 22, 23), sont très variables d'un site à un autre. En effet, la chlorophylle $a+b$ dans les feuilles de platane à feuilles d'érable varie de $554,86 \pm 78,15$ à $393,90 \pm 55,84$ ($\mu\text{g/gMF}$), alors qu'elle est de $789,70 \pm 12,77$ ($\mu\text{g/gMF}$) dans le site témoin. Dans le cas du casuarina, elle varie de $5,75 \pm 0,82$ à $1,57 \pm 0,20$ ($\mu\text{g/gMF}$), cependant, les valeurs maximales ont été enregistrées dans le site témoin $8,55 \pm 0,83$ ($\mu\text{g/gMF}$). Dans le cas du caroubier elle varie de $421,20 \pm 21,81$ à $317,40 \pm 28,15$ ($\mu\text{g/gMF}$) et les valeurs maximales ont été enregistrées dans le site témoin avec $562,68 \pm 16,05$ ($\mu\text{g/gMF}$).

L'analyse de la variance à un facteur de la teneur en chlorophylle $a+b$ des trois espèces, montre qu'il existe une différence très significative entre les différents sites urbains et le site témoin ($p < 0,001$). Ces résultats sont confirmés par le test de Newman-Keuls (annexe 4).

La comparaison entre les concentrations en chlorophylle $a + b$ des trois espèces, montre que les faibles valeurs ont été enregistrées dans les sites urbains à proximité des axes routiers et surtout dans le cas des sites caractérisés par un trafic routier important (centre ville), par contre, les maximums valeurs ont été enregistrées dans les sites témoins, ces résultats sont comparables à celles trouvées par Slaveya et Petrova (2011), qui ont observé une diminution dans la concentrations en chlorophylle $a+b$ dans les feuilles de *Betula pendula*, prélevés du centre ville de Plovdiv (Bulgarie). En effet, les faibles concentrations en chlorophylle enregistrées dans les sites urbains et à proximité des routes, sont attribuées à l'action des émissions polluantes des véhicules sur l'activité photosynthétique des végétaux qui poussent le long des routes, notons aussi, que les plus faibles concentrations ont été enregistrées dans les sites caractérisés par un trafic routier important (durée d'exposition plus long aux polluants métalliques d'origine trafic routier).

La chlorophylle, est un composé chimique indispensable à la photosynthèse, elle est présente dans tous les organismes végétaux (Cereve, 1999). Chez les plantes supérieures, on la rencontre dans les cellules des feuilles et des tiges vertes (Kerbrat, 2001). La molécule de chlorophylle comporte 4 pyrroles reliés entre eux par 4 radicaux méthéniques. Ce noyau tétrapyrrolique port 3 groupements carboxyle, l'un estérifié par le méthanol, l'autre par le phytol en plus d'un atome de Mg, chélaté au centre (figure 50). La chlorophylle a diffère de la chlorophylle b par un groupement CH_3 au lieu de CHO . Il existe plusieurs sortes de chlorophylles qui diffèrent par leur structure moléculaire et leur mode d'absorption des ondes lumineuses (Benterouche, 2006).

- **La chlorophylle a**, existe chez tous les végétaux ($\approx 2\text{g/Kg}$ des feuilles fraîches), elle représente 75 % de la chlorophylle des plantes vertes.
- **La chlorophylle b**, se trouve chez les Cormophytes (végétaux supérieurs) et les Chlorophycées (algues vertes) à des teneurs moindres ($\approx 0.75\text{g/ Kg MF}$).
- **Chez les végétaux supérieurs la chlorophylle b**, peut atteindre 50% de la chlorophylle a (Cereve, 1999 ; Delaa, 2003).

De nombreux travaux ont mis en évidence l'effet de la pollution atmosphérique sur l'activité photosynthétique (Wingsle et *al.*, 1992; Knudson et *al.*, 1977; Slaveya et Petrova, 2011), notamment l'exposition à long terme au cadmium produit au niveau des feuilles, l'apparition des chloroses due à une diminution de la teneur en chlorophylle (Stobart et *al.*, 1985; Lagriffoul et *al.*, 1998). La pollution induit aussi une inhibition directe de l'assimilation du CO_2 par la Rubisco (Romanowska, 2002), la disponibilité en CO_2 , peut être réduite par un abaissement de la conductance des stomates observée dans certains cas (Ali et *al.*, 2000 ; Sandalio et *al.*, 2001). La description des dommages visibles sur les végétaux poussent à proximité des autoroutes, sont rapportées par les travaux de (Ekstrand, 1994), qui note que l'analyse de la photographie aérienne à l'échelle d'un peuplement forestier, a permis de mettre en évidence une défoliation importante des Epicéas dans la limite de 200 m par rapport à l'autoroute. Une autre étude à été réalisée sur les effets du trafic routier sur les végétaux qui poussent à proximité des routes dans les périphériques Parisiens, elle fait apparaître des nécroses, des flétrissements et des dessèchements des feuilles de Platane et de Noisetier et même sur les rosiers plantés depuis un an au bord de la route. Chakhparonian (1995), montre que la pénétration des polluants gazeux par les stomates vers les espaces intercellulaires, peuvent changer la conductance stomatale directement en affectant les cellules de gardes ce qui altère la photosynthèse. Selon Sauter et Pambor (1989), les polluants émis dans les gaz d'échappements comme les hydrocarbures, sont responsables de la fusion des cires cuticulaires et qui sont connues pour être des bons capteurs d'hydrocarbures. En effet, les polluants émis dans les gaz d'échappements, entraînent des effets directs sur la photosynthèse tels que des perturbations du contrôle de la conductance stomatale, des effets sur la membrane cytoplasmique, sur les organites cellulaires dont les chloroplastes qui sont les plus frappées. Cependant, les conséquences les plus désastreuses pour la plante sont les changements irréversibles des enzymes, des protéines et surtout de la structure des organites cellulaires, et par la suite tous les autres processus métaboliques. Cette déstructuration conduit à l'endommagement de la plante (Deletraz et Paul, 1998), ainsi, la

capacité à régler les mouvements de fermeture et d'ouverture des stomates est inhibée par les gaz d'échappements et ce phénomène étant particulièrement marqué aux heures chaudes de la journée (Chakhparonian, 1995).

Il faut noter aussi, que la transmission de la lumière est perturbée suite à la déposition des particules métalliques et des poussières sur les végétaux, cette déposition entraîne une réduction importante de l'activité photosynthétique car les dépôts sur les surfaces foliaire limitent l'apport en lumière, et perturbe la photosynthèse et l'absorption des éléments majeurs (Hermle et al., 2006 ; Neves et al., 2009). Dans la plus part des cas, les poussières déposées sur les feuilles, forment un écran sur ces derniers et le flux de la lumière est réduit. Des mesures sur la transmission de la lumière réalisées par Thompson et al., (1984), ont montré que le coefficient de transmission des radiations photosynthétiquement actives, est diminuée avec la charge en poussières. En effet, les faibles teneurs en chlorophylle enregistrés dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier dans cette étude, sont dus à l'action directe des poussières et aux émissions métalliques d'origine trafic routière. Selon Garty (2001), l'accumulation des métaux lourds dans les tissus végétaux, entraîne le plus souvent la dégradation de la chlorophylle.

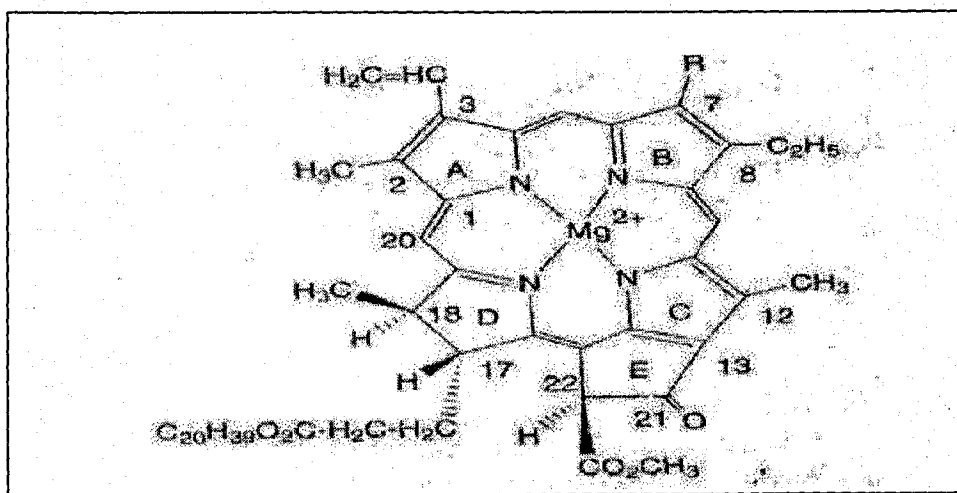


Figure 50 : Structure de la chlorophylle *a* et de la chlorophylle *b* (Milcent, 2003)

4. 4 - La masse surfacique foliaire (LMA)

Tableau 24 : Le poids spécifique ou LMA (leaf mass per area) (g/m^2), (valeurs moyennes \pm Ecart-type) de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier.

Sites	platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>)	casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)
S1	30,49 \pm 8,21	31,92 \pm 10,77	84,07 \pm 54,84
S2	49,65 \pm 5,72	7,78 \pm 3,37	81,72 \pm 13,13
S3	3,11 \pm 0,84	28,89 \pm 20,72	93,08 \pm 14,69
S4	46,97 \pm 6,37	46,95 \pm 17,80	52,47 \pm 7,25
S5	32,70 \pm 17,70	34,72 \pm 15,86	79,46 \pm 10,55
S6	50,91 \pm 8,44	20,91 \pm 4,09	73,26 \pm 31,93
S7	46,24 \pm 2,37	26,40 \pm 10,47	84,11 \pm 14,56
ST	53,77 \pm 8,59	56,39 \pm 16,73	106,05 \pm 9,29

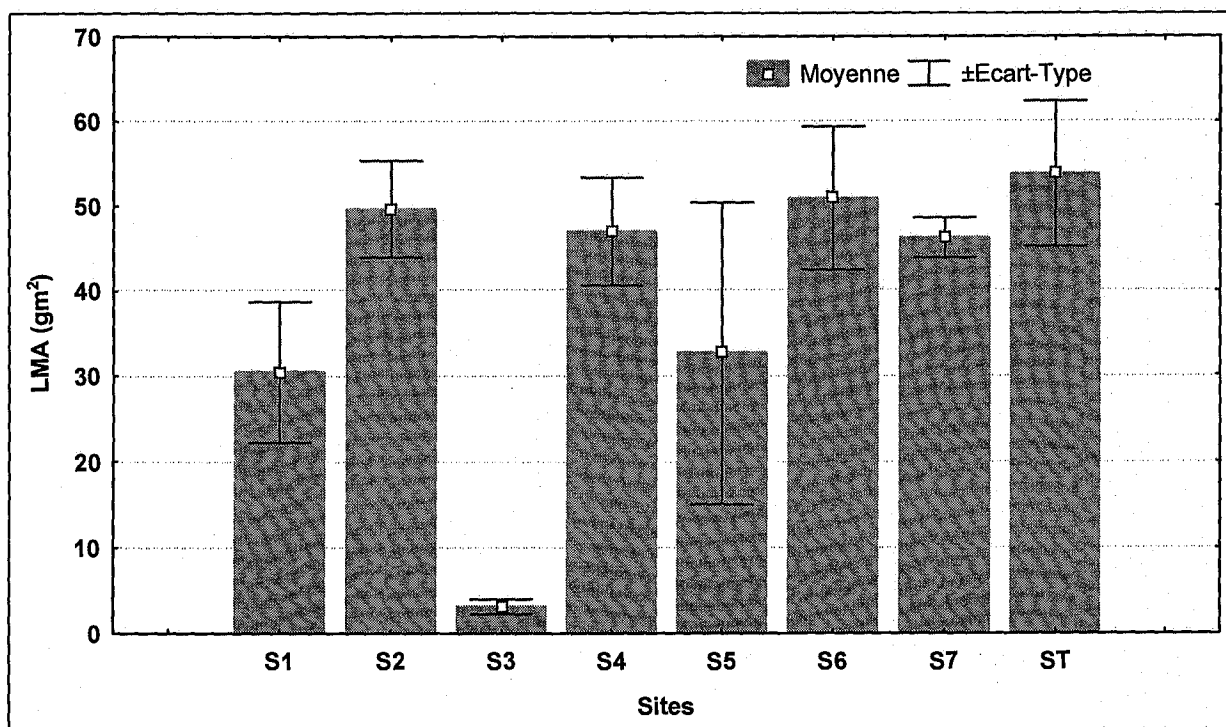


Figure 51 : La masse surfacique foliaire (LMA) (g/m^2) du platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

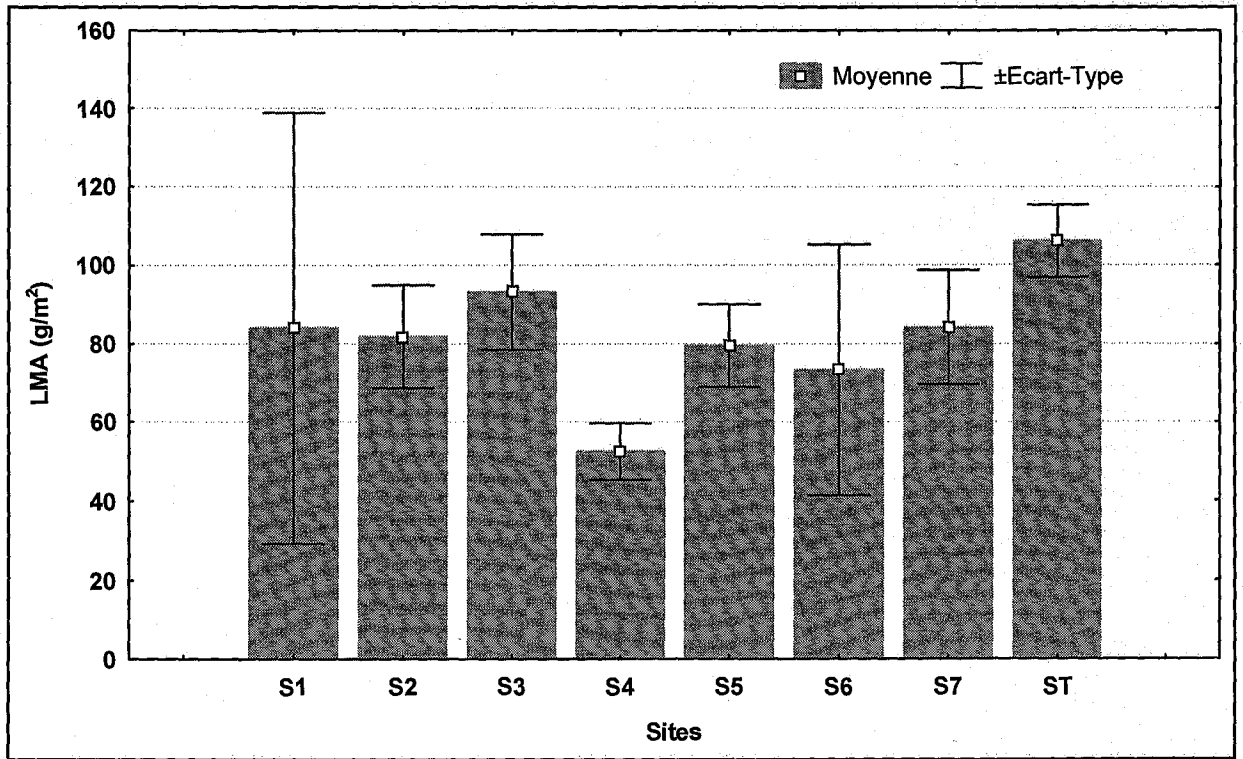


Figure 52: La masse surfacique foliaire (LMA) (g/m²) du caroubier (*Ceratonia siliqua*)

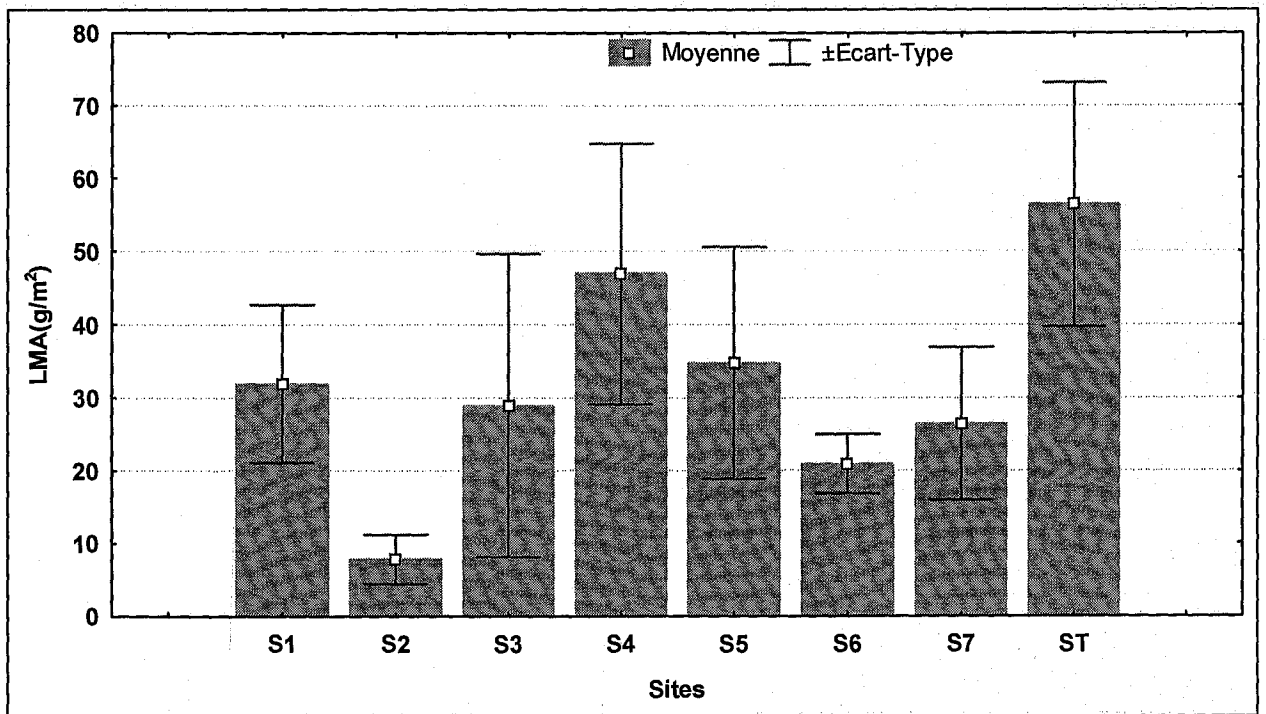


Figure 53 : La masse surfacique foliaire (LMA) (g/m²) du casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Les résultats sur la masse surfacique foliaire (LMA) (tableau 24), présentent aussi une variation significative entre les sites urbains et les sites témoins pour les trois espèces. En effet, elle varie de $50,91 \pm 8,44$ à $3,11 \pm 0,84$ g/m² pour le platane à feuilles d'érable et de $84,11 \pm 14,56$ à $52,47 \pm 7,25$ g/m² pour le caroubier. Pour le casuarina elle est de $46,95 \pm 17,80$ à $7,78 \pm 3,37$ g/m². Cependant, les valeurs les plus élevées ont été observées dans les sites témoins, $53,77 \pm 8,59$, $106,05 \pm 9,29$ et $56,39 \pm 16,73$ g/m², respectivement pour le platane à feuilles d'érable, le caroubier et le casuarina.

L'analyse de la variance à un facteur de la masse surfacique foliaire (LMA) des trois espèces, montre qu'il existe une différence très significative entre les différentes sites urbains et le site témoin ($p < 0,001$). Ces résultats sont confirmés par le test de Newman-Keuls (annexe 4).

La masse surfacique foliaire (LMA), est un paramètre relié à la photosynthèse foliaire, à la productivité de l'arbre et aux taux de croissance des végétaux, c'est un paramètre intéressant à analyser car elle est corrélée au stress (Ennajah, 2010). Selon Proisy (1999), la masse surfacique foliaire, varie en fonction de la position de la feuille dans le houppier; les feuilles dites « de lumière » étant plus épaisses que les feuilles d'ombre (bas couvert). En effet, les résultats obtenus sur le LMA pour les trois espèces, sont très variables d'un site à un autre, cependant, les valeurs maximales sont enregistrées dans les sites témoins et les faibles valeurs ont été observées dans les sites pollués. Ces résultats sont expliqués par la faible activité photosynthétique et la faible surface foliaire dans les sites urbains (pollués), contaminés par la pollution due à la circulation automobile et les conditions de milieu agissant sur les paramètres structuraux des feuilles. Ennajah (2010), signale que même des petits changements dans les conditions de milieu, pourraient avoir d'importantes répercussions sur la croissance et sur la survie des arbres. Ces répercussions ont été démontrées à partir des mesures des paramètres du feuillage (surface foliaire) et le poids sec des feuilles de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier. Nielsen *et al.*, (1996), ont montré que le LMA, était lié au taux de croissance des végétaux. En effet, il est difficile de généraliser la façon dont les divers polluants interfèrent avec les processus métaboliques des végétaux car tous les polluants affectent la photosynthèse, mais il existe entre eux plusieurs points communs; tous les polluants gazeux pénètrent par les stomates vers les espaces intercellulaires. Selon Benterrouche (2006), la réaction de l'appareil photosynthétique à la pollution atmosphérique, se manifeste soit sous forme des changements des concentrations des pigments chlorophylliens, soit par une diminution de l'efficacité de la photosynthèse et tous les

autres processus métaboliques sont également détériorés. En ce qui concerne les végétaux à proximité des routes, les particules métalliques d'origine atmosphérique peuvent agir de différentes façons: elles peuvent causer des abrasions, réduisant la photosynthèse, causer des blessures sur les feuilles ou encore s'intégrer à travers la cuticule (Grantz et al., 2003)

4.5 – La teneur en plomb, cuivre et zinc dans les feuilles

Tableau 25 : Teneurs en plomb (ppm), (valeurs moyennes ± Ecart-type) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.

Sites	platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>)	casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)
S1	5,98 ± 0,27	3,25 ± 0,09	4,24 ± 0,68
S2	8,62 ± 2,14	5,64 ± 0,36	4,63 ± 0,39
S3	8,81 ± 1,56	4,50 ± 1,13	4,20 ± 1,02
S4	6,80 ± 0,39	4,94 ± 0,65	7,39 ± 0,70
S5	6,50 ± 0,53	4,36 ± 0,71	6,27 ± 0,96
S6	6,05 ± 0,49	3,91 ± 0,27	5,83 ± 0,55
S7	6,75 ± 0,37	4,61 ± 1,15	5,97 ± 1,17
ST	0,18 ± 0,04	0,13 ± 0,08	0,36 ± 0,31

Tableau 26 : La teneur en zinc (ppm), (valeurs moyennes ± Ecart-type) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.

Sites	platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>)	casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)
S1	8,63 ± 0,59	12,70 ± 0,61	7,18 ± 0,87
S2	8,65 ± 0,47	15,82 ± 0,49	7,72 ± 2,30
S3	9,29 ± 0,83	11,42 ± 0,53	6,76 ± 1,59
S4	7,42 ± 0,55	15,01 ± 1,13	8,46 ± 0,44
S5	7,30 ± 0,68	12,75 ± 0,73	7,99 ± 0,98
S6	8,33 ± 0,45	11,51 ± 0,43	6,68 ± 0,77
S7	7,53 ± 0,70	11,93 ± 0,68	7,73 ± 0,53
ST	1,05 ± 0,14	0,95 ± 0,10	0,89 ± 0,12

Tableau 27 : La teneur en cuivre (ppm), (valeurs moyennes \pm Ecart-type) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.

Sites	platane à feuilles d'érable (<i>Platanus acerifolia</i>)	casuarina (<i>Casuarina equisetifolia</i>)	caroubier (<i>Ceratonia siliqua</i>)
S1	2,46 \pm 0,40	1,89 \pm 0,58	3,57 \pm 0,56
S2	2,92 \pm 0,87	3,15 \pm 0,25	4,71 \pm 0,42
S3	3,28 \pm 0,06	2,13 \pm 0,50	3,57 \pm 0,54
S4	3,21 \pm 0,10	2,16 \pm 0,87	3,67 \pm 1,38
S5	2,67 \pm 0,13	1,97 \pm 0,33	4,07 \pm 0,55
S6	3,50 \pm 0,25	2,08 \pm 0,12	3,76 \pm 0,50
S7	3,09 \pm 0,23	2,94 \pm 0,53	2,54 \pm 1,84
ST	0,09 \pm 0,08	0,72 \pm 0,44	0,52 \pm 0,48

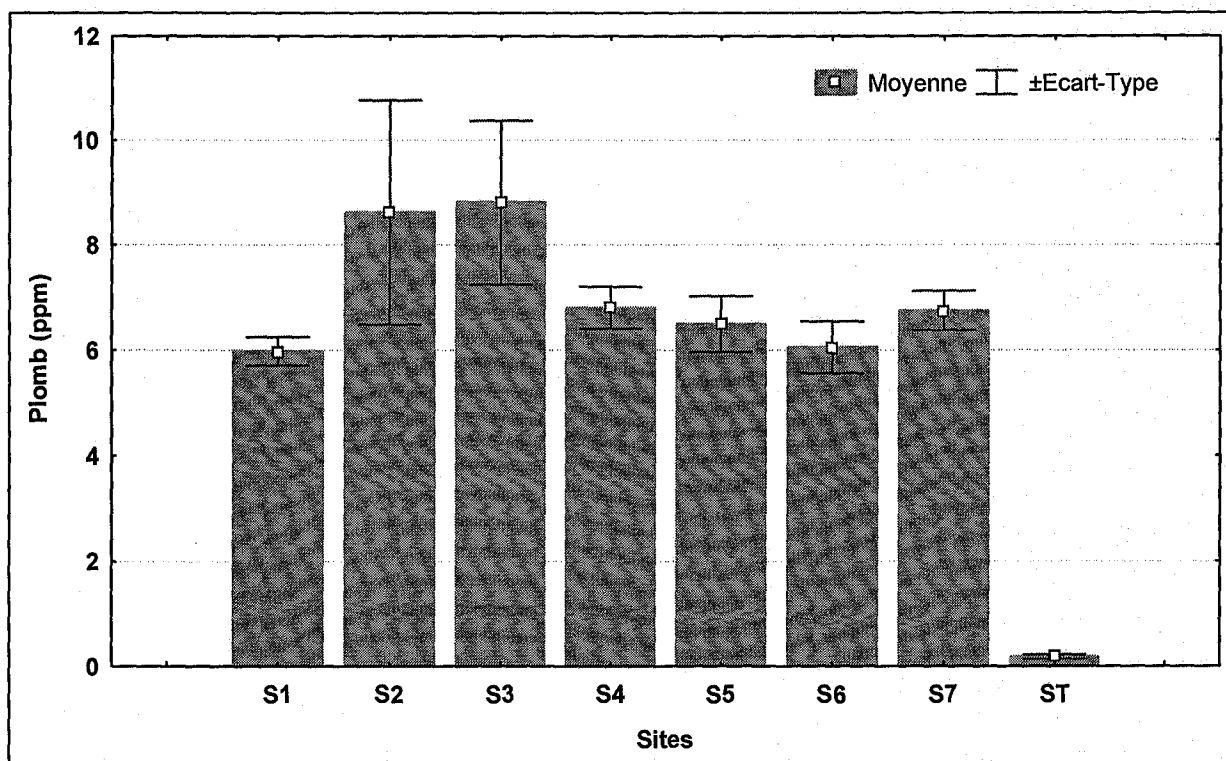


Figure 54 : La teneur en plomb (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

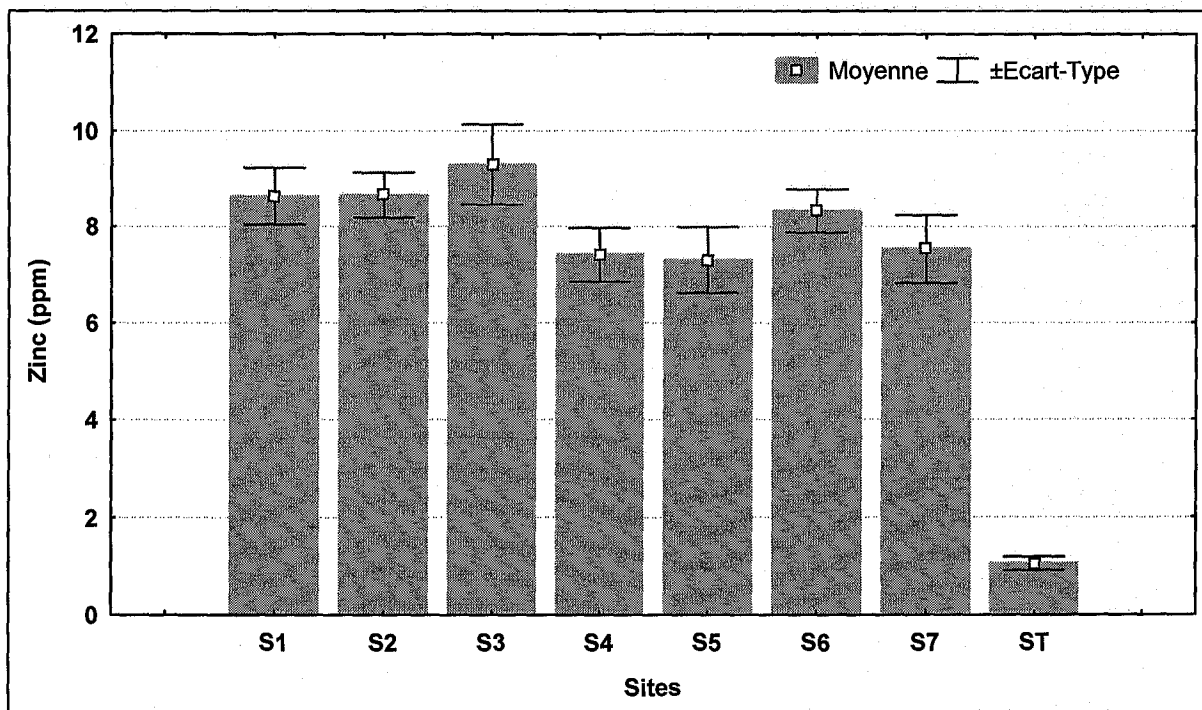


Figure 55 : La teneur en zinc (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

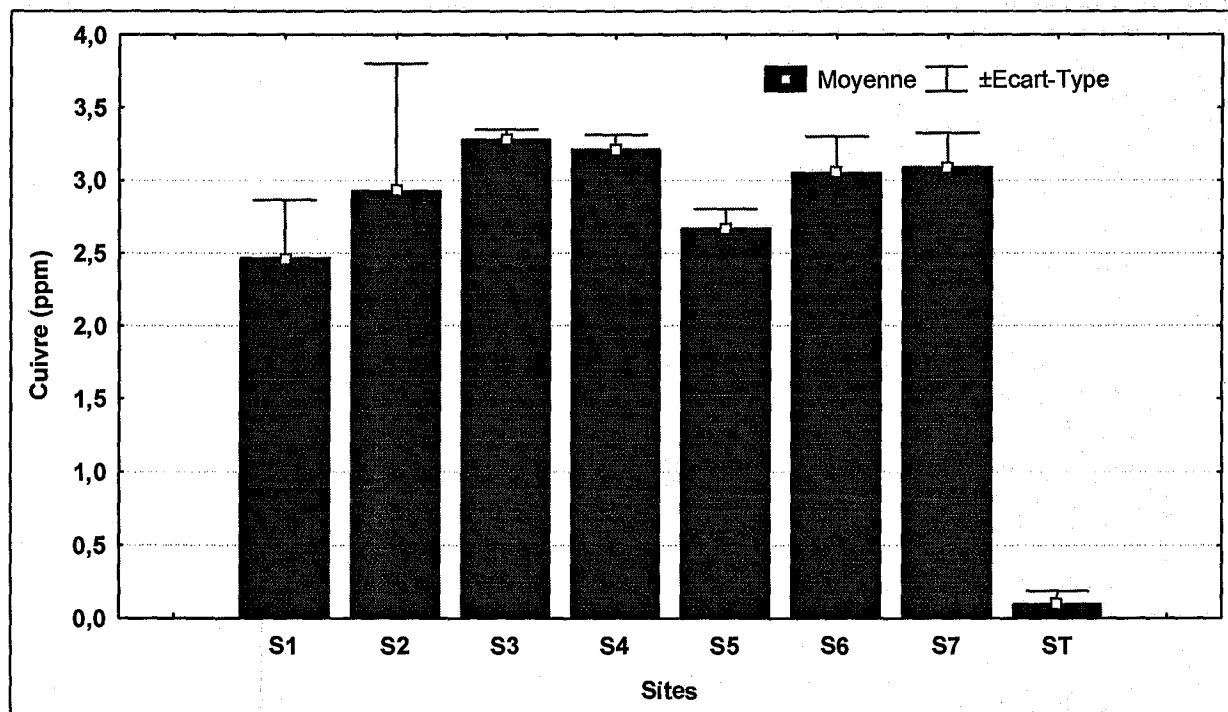


Figure 56 : La teneur en cuivre (ppm) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

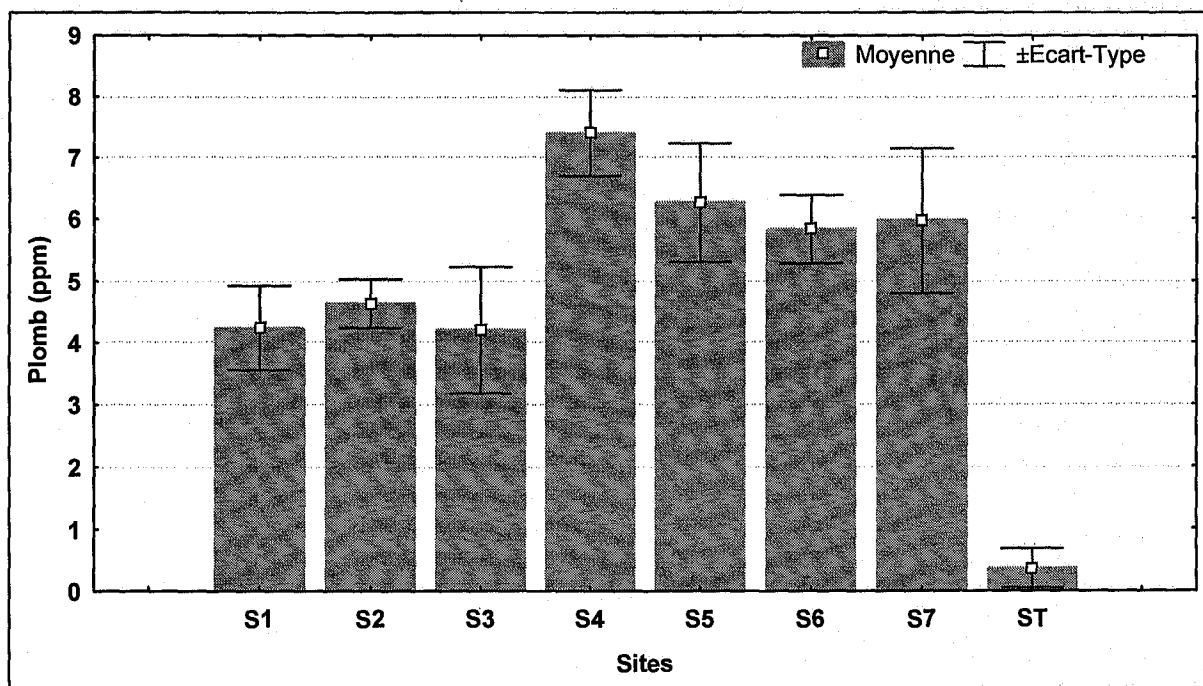


Figure 57 : La teneur en plomb (ppm) dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

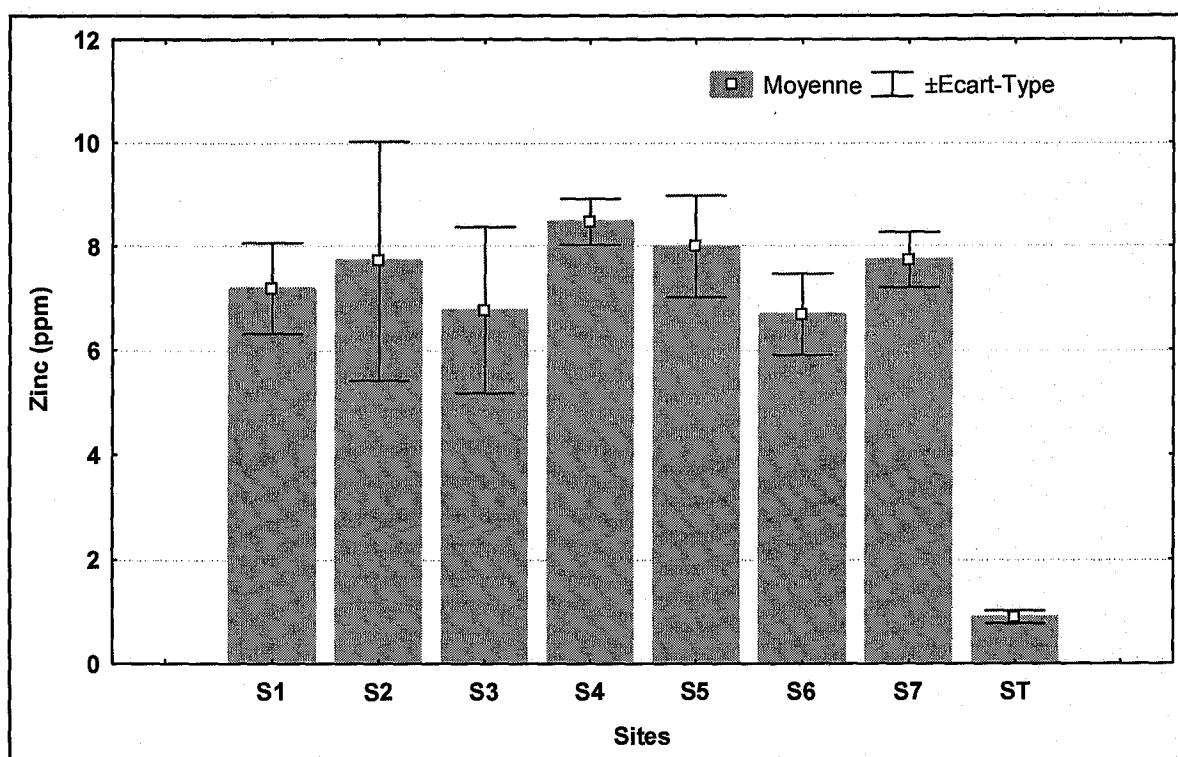


Figure 58 : La teneur en zinc (ppm) dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

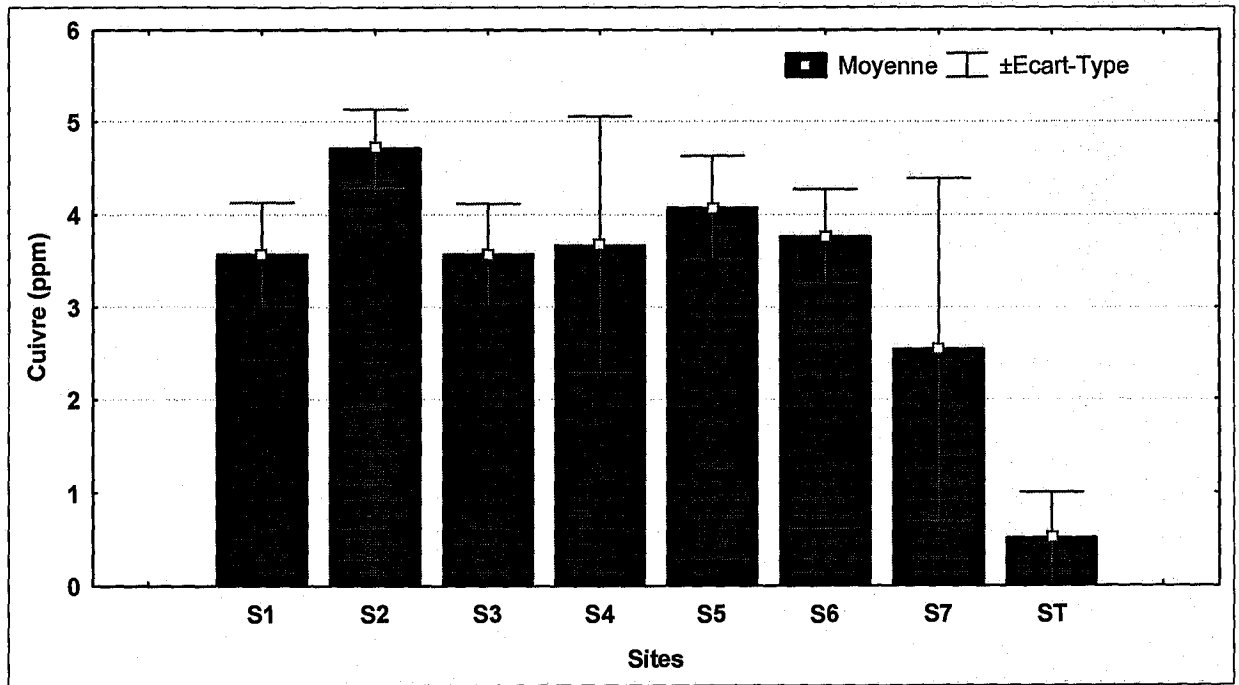


Figure 59 : La teneur en cuivre (ppm) dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

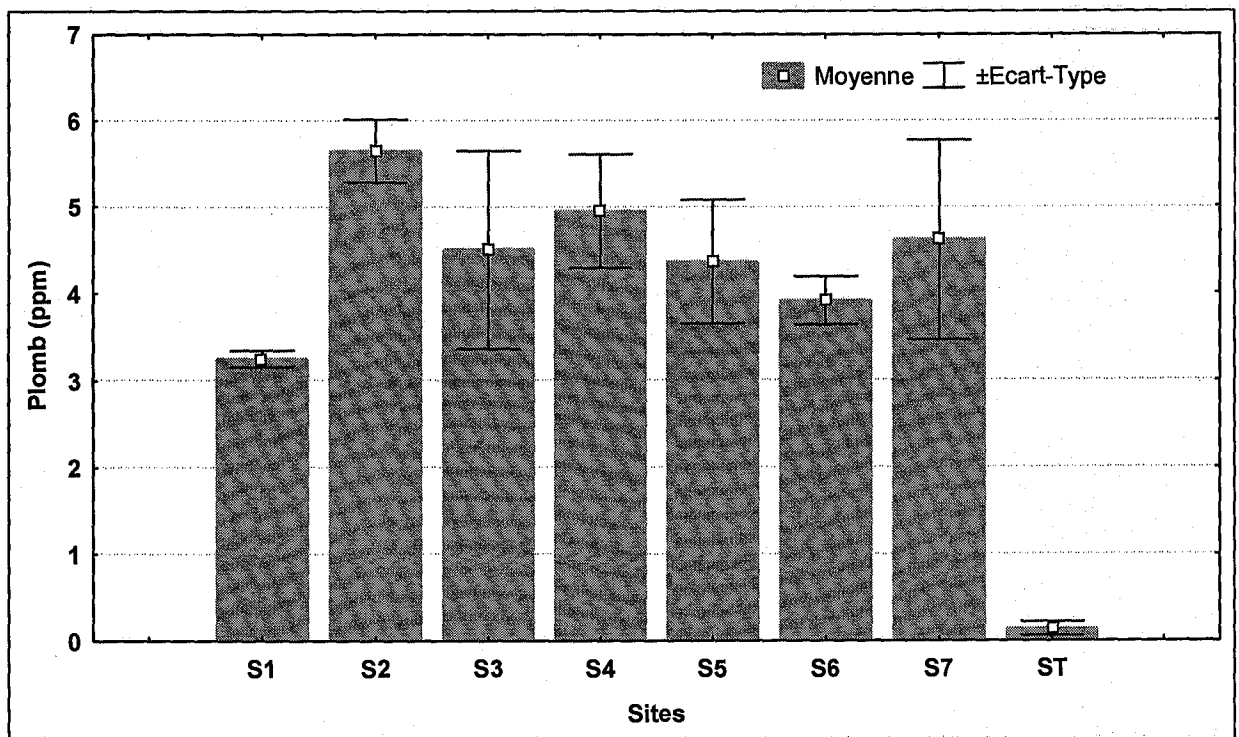


Figure 60 : La teneur en plomb (ppm) dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

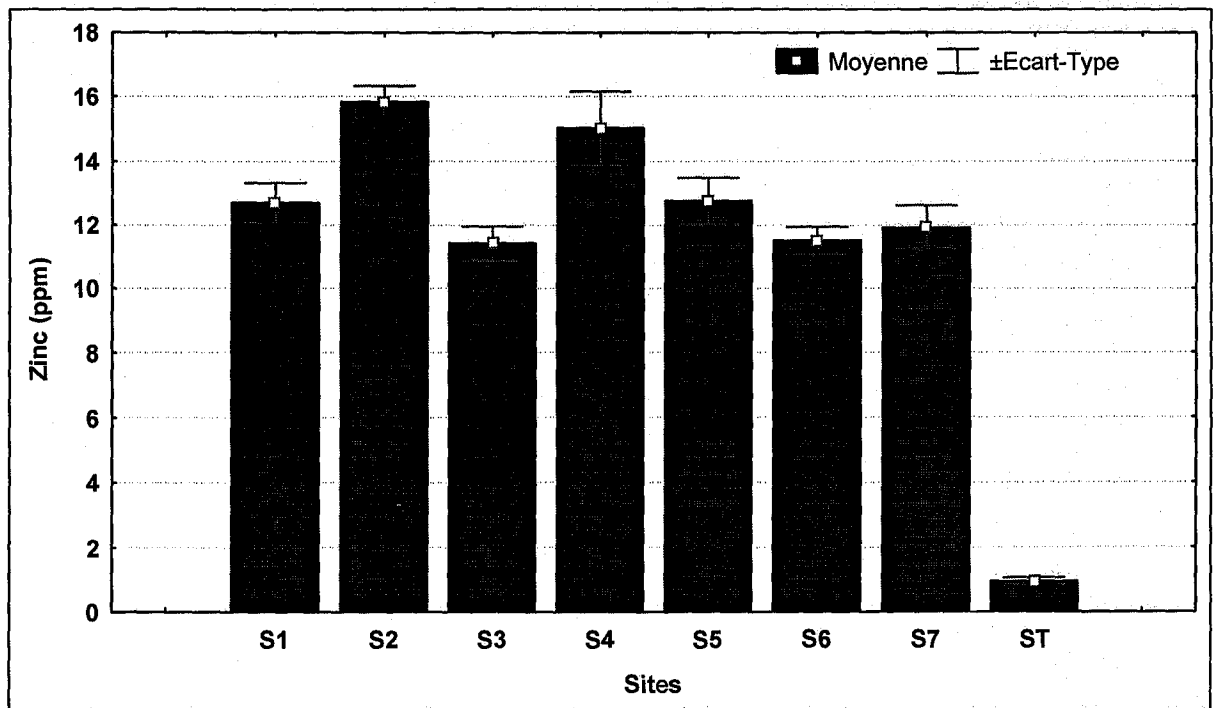


Figure 61 : La teneur en zinc (ppm) dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

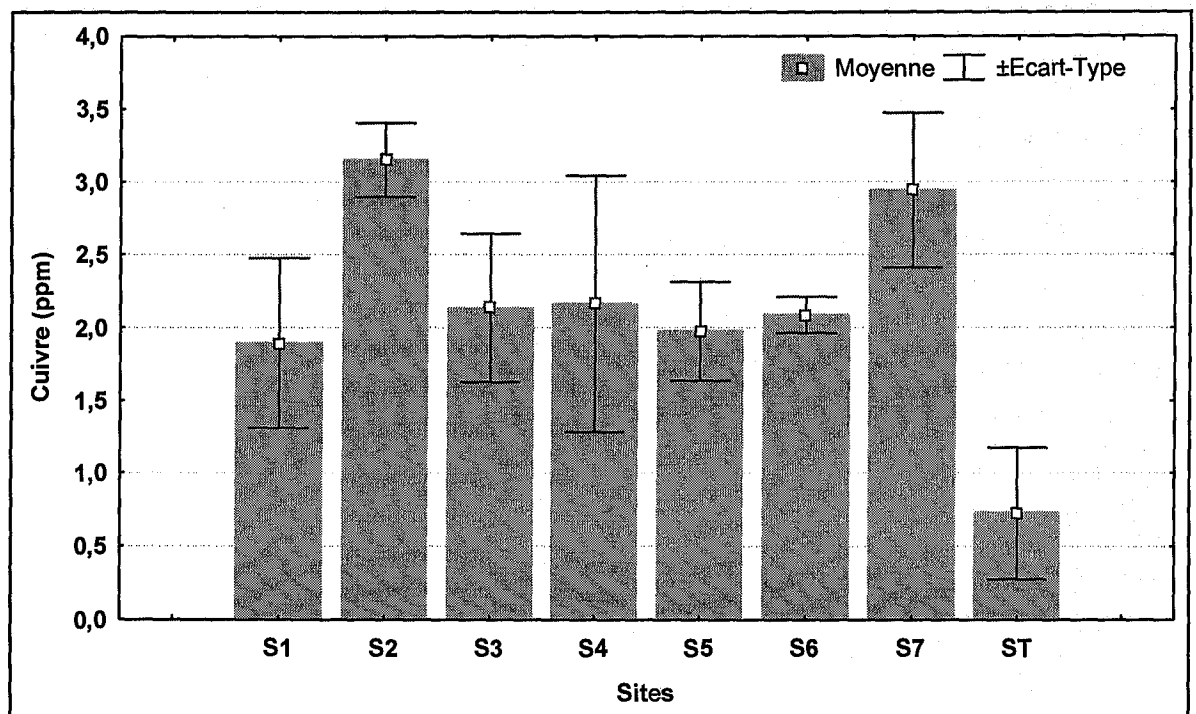


Figure 62 : La teneur en cuivre (ppm) dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Tableau 28: Comparaison entre les teneurs en plomb, zinc et cuivre accumulées par les feuilles de platane à feuilles d'érable, de casuarina et de caroubier.

	Plomb (ppm)	Zinc (ppm)	Cuivre (ppm)
platane à feuilles d'érable <i>(Platanus acerifolia)</i>	7,07 ± 1,41	8,16 ± 0,89	2,95 ± 0,43
casuarina <i>(Casuarina equisetifolia)</i>	4,46 ± 0,94	13,02 ± 1,74	2,33 ± 0,63
caroubier <i>(Ceratonia siliqua)</i>	5,50 ± 1,32	7,50 ± 1,20	3,70 ± 1,02

Remarque : les valeurs présentées dans le tableau 29, sont les valeurs moyennes pour l'ensemble des sites urbains (sans sites témoins) (valeurs moyennes ± Ecart-type).

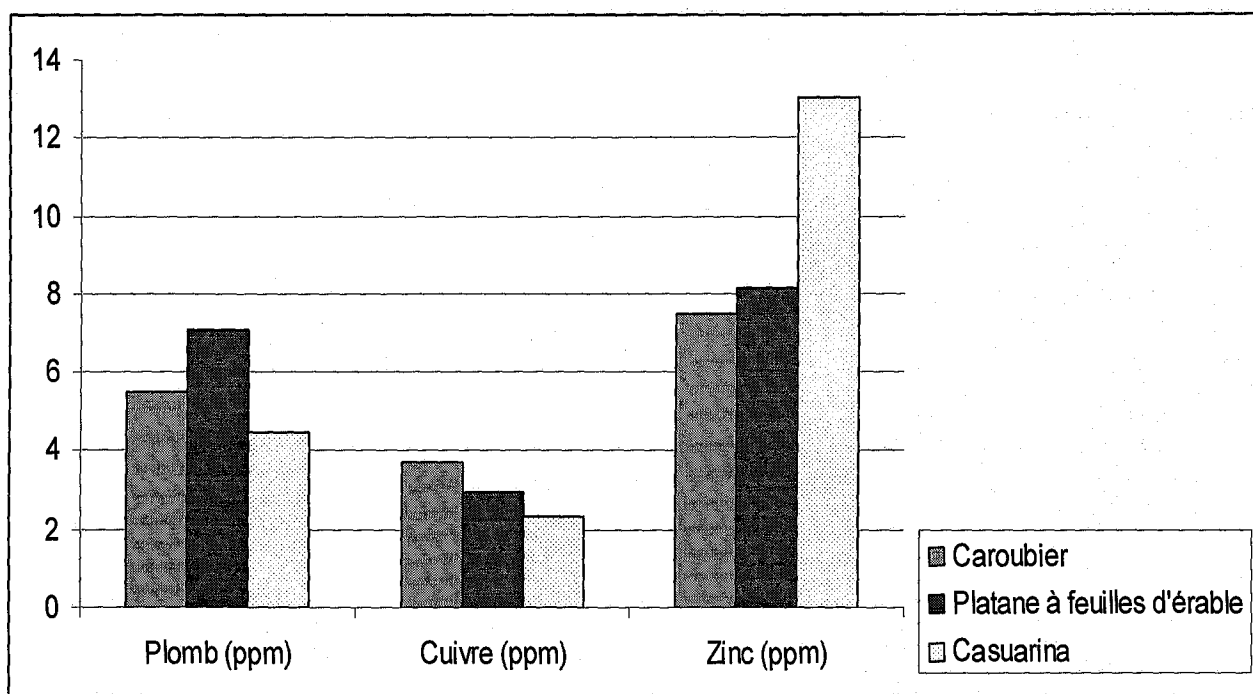


Figure 63: Comparaison entre les teneurs en plomb, zinc et cuivre accumulées par les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier.

Les résultats sur les différentes concentrations (teneurs) en plomb, zinc et en cuivre dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, casuarina et caroubier (tableau 25, 26, 27) montrent une différence significative entre les différents sites de prélèvements en milieu urbain (à proximité des routes) et les sites témoins. En effet, l'analyse de ces résultats montre que les concentrations en plomb dans les feuilles de platane à feuilles d'érable varient de $8,81 \pm 1,56$ à $5,98 \pm 0,27$ ppm, et les maximums concentrations ont été enregistrés dans le site S3 ($8,81 \pm 1,56$ ppm). Cependant dans le site témoin cette concentration n'est que de $0,18 \pm 0,04$ ppm.

Dans le cas du caroubier les concentrations en plomb varient de $7,39 \pm 0,70$ à $4,20 \pm 1,02$ ppm, des concentrations nettement élevées par rapport à la valeur enregistrée dans site témoin estimée à $0,36 \pm 0,31$ ppm. Dans le cas du casuarina les concentrations en plomb varient de $5,64 \pm 0,36$ à $3,25 \pm 0,09$ ppm, et dans le site témoin seulement de $0,13 \pm 0,08$ ppm. Les résultats montrent que les feuilles de platane à feuilles d'érable accumulent plus de plomb que le caroubier et le casuarina (tableau 28), ce qui est expliqué probablement par l'effet de la surface foliaire plus large du platane à feuilles d'érable qui accumulent plus de plomb.

Les résultats sur les teneurs en plomb, sont soumis à une analyse de la variance à un facteur (ANOVA) et au test de Newman-Keuls montrent qu'il existe une différence très significative entre les concentrations enregistrées dans les différents sites urbains et le site témoin ($p < 0,001$) (annexe 5).

Plusieurs chercheurs ont signalé la contamination des végétaux par les métaux lourds sur les axes routiers, et qui peut être déterminée par des analyses chimiques. Selon Rose (1988) ; Paul et Rose (1989), le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel et le cadmium, sont les métaux les plus abondants à proximité des routes, et les symptômes sont bien décrits particulièrement sur la végétation qui pousse à proximité des routes. Les valeurs maximales en plomb ont été enregistrées dans les sites S2, S3 et S4 avec respectivement $5,64 \pm 0,36$ ppm, $8,81 \pm 1,56$ ppm, $7,39 \pm 0,70$ ppm, pour le casuarina, le platane à feuilles d'érable et le caroubier. Il faut noter, que ces sites sont situés dans un secteur routier avec un trafic important, ainsi ils sont caractérisés par une pente importante, notamment les sites S2 et S3 pour le cas de la ville de Mascara et Saida. Cependant, l'accélération en pente augmente les émissions en plomb (Koeppel, 1981; Maatoug et al., 2007). Allen (1989), signale que la teneur en plomb due à la pollution dans les végétaux, est de 3 ppm. En comparant nos résultats avec cette valeur limite, il est clairement établi qu'il y a une forte

contamination des arbres à proximité des routes, par le plomb émis par les véhicules dans la ville de Mascara, Sidi Bel Abbès et Saida.

Par ailleurs, certains métaux lourds, sont des oligoéléments indispensables pour les végétaux à très faible dose comme le zinc et le cuivre, ils peuvent devenir toxiques au-delà d'une certaine concentration, d'autres sont des éléments toxiques même à faibles concentrations comme le cadmium, le plomb et le mercure, ces éléments ne sont pas utilisés par la plante pour son développement, mais peuvent s'y trouver par accumulation (Mc Bride, 2003). Les métaux les plus nocifs pour l'homme sont le cadmium, le plomb et le mercure et leurs effets nocifs sur la santé ont été démontrés et peuvent survenir par accumulation pendant plusieurs années, et d'autres se retrouvent souvent à l'état des traces, sont indispensables au métabolisme car ils sont des cofacteurs enzymatiques comme le zinc et cuivre.

La matière vivante, vue globalement est constituée d'éléments majeurs (carbone, hydrogène, oxygène, azote, soufre, phosphore), d'éléments mineurs (calcium, sodium, potassium, magnésium) et d'oligoéléments (fer, zinc, cuivre, manganèse...) (Bargagli, 1998). Au-delà d'un certain seuil dit "seuil de tolérance", les métaux non utiles pour le vivant, entraînent des effets biochimiques ou physiologiques néfastes et sont considérés comme toxiques. Certains d'entre eux ont des propriétés cancérigènes et mutagènes, comme le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel, le sélénium, l'arsenic et l'argent, sont considérés comme des polluants provenant surtout des sources d'origine anthropiques (Pacyna et Pacyna, 2001).

Le plomb élément très toxique, est issu de la combustion des carburants contenant du plomb tétrathyl et / ou du plomb tétraméthyl, il provient également à un moindre degré des substances anti-usure de lubrifiants et il existe sous trois formes essentielles : le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire (Malbreil, 1997). Dans l'air, les émissions de plomb provenant des poussières volcaniques véhiculées par le vent, sont reconnues d'importances mineures. Les rejets atmosphériques, sont principalement anthropiques. De nombreux auteurs, ont mis en évidence une augmentation importante des émissions de plomb au cours des deux derniers siècles. Des concentrations élevées en plomb dans les glaces polaires, ayant intégré les retombés atmosphériques. Cette augmentation, est en relation avec l'accroissement des émissions anthropiques et les apports de plomb se font

majoritairement par voie atmosphérique. La source principale étant encore à l'heure actuel la combustion des carburants automobiles.

Bazzaz et *al.*, (1974) ont signalé que, l'excès du plomb dans les plantes induit des troubles physiologiques et biochimiques diminuant la photosynthèse et la transpiration, induisant ainsi un retard de croissance. La pollution par le plomb est liée principalement à l'émission des véhicules utilisant un carburant plombé (Viard et *al.*, 2004; Yilmaz et Zengin, 2004). En Algérie, l'addition du plomb dans l'essence est de 0.45g/L (Semadi et Deruelle, 1993).

Les teneurs élevées en plomb enregistrées dans les feuilles des trois espèces étudiées, sont attribuées principalement aux apports liés directement au plomb émis dans les gaz d'échappements, ce qui reflète une importante contamination métallique de végétaux poussent le long des axes routiers. Il faut noter également, que le sol est un réservoir de métaux déposés par les rejets du trafic routier ; cela revient à considérer que la totalité des métaux présents dans le sol, est également disponible pour le végétal, notamment le plomb qui est considéré comme un élément très peu mobile, ayant une forte tendance à s'accumuler dans les horizons de surface (Fernandez et *al.*, 2006). Notons que 75 à 85 % des teneurs en plomb de l'atmosphère proviennent des gaz d'échappements, sa détection est aisée (Scetauroute, 1992). Actuellement, la quantité de plomb provenant du trafic routier tend à diminuer depuis l'introduction de l'essence sans plomb et l'augmentation du nombre des véhicules diesels sur le marché, mais l'évolution reste lente vu le faible renouvellement du parc automobile (Malbreil, 1997). Le plomb, constitue donc un traceur de la pollution automobile, il est ajouté comme anti-détonnant (Monna et *al.*, 1997). En revanche, les feuilles ou les fruits peuvent subir une contamination plus ou moins important, liée au dépôt des poussières de Pb à proximité des sources polluantes : la consommation des végétaux pollués conduit au risque d'intoxication des animaux et de l'homme (Ftaïssa 1998).

Dans le cas du zinc (tableau 26), il varie de $9,29 \pm 0,83$ à $7,30 \pm 0,68$ ppm pour le platane à feuilles d'érable, de $8,46 \pm 0,44$ à $6,68 \pm 0,77$ ppm pour le caroubier, et de $15,82 \pm 0,49$ à $11,42 \pm 0,53$ ppm pour le casuarina, des concentrations nettement élevées à celles enregistrées dans les sites témoins : $1,05 \pm 0,14$ ppm, $0,89 \pm 0,12$ ppm et $0,95 \pm 0,10$ ppm respectivement pour le platane à feuilles d'érable, le caroubier et le casuarina. Ces résultats soumis à une analyse de variance à un facteur (ANOVA) et au test de Newman-Keuls

montrent qu'il existe une différence très significative entre les concentrations enregistrées dans les différents sites urbains et le site témoin ($p < 0,001$) (annexe 6).

Il faut signaler aussi, que les concentrations maximales en zinc ont été enregistrées sur le casuarina, puis sur le platane à feuilles d'érable et en dernier sur le caroubier qui accumule faiblement le zinc comparativement aux deux autres espèces (tableau 29). Ces résultats sont comparables à ceux de Maatoug et *al.*, (2007), soulignant que le platane accumule plus de plomb par rapport au cyprès, mais le cyprès accumule plus de zinc que le platane. Une teneur élevée en zinc dans les feuilles et les racines des végétaux peut causer une déformation des feuilles (Celik et *al.*, 2005; Kashem et *al.*, 2007). Srinivas et *al.*, (2009) ont montré que la pollution par le zinc influe également sur les concentrations en Zn dans les plantes. Par ailleurs, Guderian (1985), signale que les concentrations élevées en métaux lourds dans les végétaux indiquent généralement une contamination associée à ces éléments. De ces résultats, il apparaît clairement que les concentrations en zinc enregistrées dans les feuilles sont significativement supérieures à la valeur des arbres témoins. En effet, dans le milieu urbain est à côté des axes routière, l'apport principal en éléments traces métalliques se fait par la voie atmosphérique, notamment par les émissions d'origine routière.

Le zinc est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments), en particulier comme coenzyme. Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent des particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émissions d'aérosols. Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles, des épandages des fertilisants agricoles, de l'incinération des ordures ménagères et du trafic routier (notamment l'usure des pièces mécaniques, galvanisées, des pneumatiques et des lubrifiants et à la dégradation des glissières de sécurité des routes) (Malbriel, 1997)

Le zinc est un micronutriment indispensable à la croissance des végétaux, il règle les hormones de croissance (Skiredj, 2005). La carence en Zn provoque des troubles dans le métabolisme de l'auxine, d'où des perturbations dans la croissance il provoque la nanification des plantes et leur donne un port en rosette (Alloway, 1995), donne une chlorose mouchetée des feuilles, suivie de nécrose et chute des feuilles (Roula, 2005). Par contre, l'excès provoque: la chlorose surtout des jeunes feuilles, y compris les nervures, les feuilles ont des nervures rouges ou noires puis se détachent (Roula, 2005) ; inhibe la croissance et diminue la production de la biomasse, bloque aussi la biogenèse des

mitochondries (Rout et Das, 2003). L'insuffisance en Zn provoque des chloroses aux jeunes feuilles, plantes molles séchant facilement. L'excès donne des chloroses aux feuilles avec des taches brunes (Roula, 2005). Les teneurs élevées en zinc enregistrées dans ce travail sont attribuées aux apports liés aux dépôts directs sur les surfaces foliaires de zinc d'origine routier. D'après (Semadi et Deruelle, 1993), la dispersion du polluant sous l'action des vents semble avoir une grande influence sur l'accumulation du polluant dans les plantes. En effet, il s'agit d'une assimilation externe des polluants métalliques.

Pour le cas du cuivre (tableau 27), les concentrations enregistrées dans les feuilles de platane à feuilles d'érable varient de $3,50 \pm 0,25$ à $2,46 \pm 0,40$ ppm ; des valeurs assez élevées comparativement aux résultats témoins avec seulement $0,09 \pm 0,08$ ppm. Dans le cas du caroubier elles varient de $4,71 \pm 0,42$ à $2,54 \pm 1,84$ ppm, des valeurs élevées par rapport aux concentrations enregistrées dans le site témoin qui sont de $0,52 \pm 0,48$ ppm. Par opposition dans le cas du casuarina avec $3,15 \pm 0,25$ à $1,89 \pm 0,58$ ppm, des concentrations sont faibles comparativement aux concentrations enregistrées dans les feuilles du platane et du caroubier. Cependant, dans les sites témoins les concentrations en cuivre enregistré pour le platane à feuilles d'érable, caroubier et casuarina sont respectivement ; $0,09 \pm 0,08$ ppm, $0,52 \pm 0,480$ ppm, $0,72 \pm 0,44$ ppm.

Ces résultats soumis à une analyse de variance à un facteur (ANOVA) et au test de Newman-Keuls, montrent qu'il existe une différence très significative entre les concentrations enregistrées dans les différents sites urbains et le site témoin ($p < 0,001$) (annexe 7).

Il faut noter aussi, que les fortes concentrations en cuivre ont été enregistrées dans les feuilles de platane à feuilles d'érable du site S6 et S3; $3,50 \pm 0,25$ et $3,28 \pm 0,06$ ppm, ces concentrations élevées dans ces sites, sont attribuées à la corrosion des plaques de freins car ces sites sont caractérisés par une pente importante, et l'usage des freins est fréquent et constitue une source importante en cuivre (Forget et al., 1994 ; Maatoug et al., 2007), ainsi ces sites situés en centre ville où la circulation de l'air est faible, ce qui ne permet pas la dispersion des polluants métalliques sur des grandes distances. Le trafic routier constitue une source importante de la pollution en cuivre (Aksoy et al., 2005). Cependant, dans le cas du casuarina les faibles valeurs enregistrées pour l'ensemble des sites urbains comparativement au platane à feuilles d'érable et le caroubier (tableau 29), s'expliquent probablement par le faible pouvoir accumulative de cette espèce vis-à-vis du cuivre, ou même les faibles teneurs accumulées sont utilisées directement par l'arbre. Le

cuivre est un oligo-élément indispensable au fonctionnement physiologique de la plante en l'occurrence; il est probable que les faibles teneurs en cuivre ont été utilisées pour les fonctionnements des arbres. Selon (Kabata-Pendias et Pendias, 2001), la teneur normale en cuivre dont les plantes est de 2 ppm. Comparativement de cette valeur limite, les teneurs élevés enregistrés dans le cas du platane à feuilles d'érable et caroubier indiquent qu'il y a une pollution par le cuivre dans la ville de Saida et Sidi Bel Abbès.

Le cuivre joue plusieurs rôles : stimulation de la germination et de la croissance, renforcement des parois cellulaires, un catalyseur de la formation d'hormones de croissance, il joue également un rôle essentiel dans la nitrification (Skiredj, 2005).

Les résultats sur les concentrations en plomb, en cuivre et en zinc dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, de casuarina et du caroubier, montrent que le pouvoir accumulateur vis-à-vis des métaux est variable d'une espèce à l'autre. Le lien est à chercher dans les facteurs morphologiques et physiologiques intrinsèques des plantes, car les espèces d'un périmètre affecté par une pollution ne réagissent pas de la même manière aux polluants, ainsi la forme et la surface foliaire, joue un rôle important dans l'accumulation des métaux lourds. En effet, les feuilles larges accumulent plus que les feuilles très découpées (persil, fenouil), à ce sujet Madany *et al.*, (1990) signalons que les feuilles de *Terminalia catapa* qui sont rugueuses et larges accumulent environ deux fois plus de plomb que les feuilles de *Nerium oleander* qui sont lisses et larges. Little (1978), constate que les surfaces des feuilles rugueuses ou chevelues peuvent collecter dix fois plus de plomb que les feuilles lisses.

L'âge et le stade physiologique interviennent également dont la sensibilité des feuilles aux polluants métalliques. Les stades de croissance rapide et de forte activité métabolique semblent correspondre aux périodes au cours desquelles les plantes sont les plus sensibles, notamment la sensibilité des pousses d'Epicéa aux gaz d'échappements, qui diffère selon leur stade de développement (Kammerbauer *et al.*, 1986). D'un autre côté, il faut noter aussi, l'effet des propriétés structurales de chaque feuille, la cuticule épaisse des feuilles de peuplier noir provoque la chute des solutions salines sous forme de gouttelettes lorsque les branches sont agitées, les aiguilles de Pin et d'Epicéa sont riches en terpènes, ce qui augmente leur adhésivité, et elles accumulent les substances nocives à leur surface (Dimitri, 1981).

5 - Etude de la relation entre les paramètres étudiés (TE, MF/MS, surface foliaire, LMA, chlorophylle a+b) et la teneur en en métaux lourds (Pb, Zn et Cu) dans les feuilles.

Nous avons cherchés à étudier la relation entre les paramètres étudiés (TE, MF/MS, surface foliaire, LMA, teneur en chlorophylle a+b) et les teneurs en métaux lourds (Pb, Zn et Cu) dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, le caroubier et le casuarina. En effet, pour parvenir à cet objectif, nous avons soumis les résultats obtenus sur les différents paramètres étudiés et les teneurs métaux lourds dans les feuilles de chaque espèce à une analyse de corrélation (r).

Tableau 29 : La corrélation entre les différents paramètres étudiés et les teneurs en Pb, Zn et Cu dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

	Pb	Zn	Cu
TE	$r = -0,72^{***}$	$r = -0,66^{***}$	$r = -0,76^{***}$
MF/MS	$r = -0,77^{***}$	$r = -0,79^{**}$	$r = -0,81^{***}$
La surface foliaire	$r = -0,59^{**}$	$r = -0,59^{**}$	$r = -0,60^{**}$
LMA	$r = -0,39^{**}$	$r = -0,45^*$	$r = -0,27^{**}$
Chlorophylle a+b	$r = -0,71^{***}$	$r = -0,79^{**}$	$r = -0,75^{***}$

Tableau 30 : La corrélation entre les différents paramètres étudiés et les teneurs en Pb, Zn et Cu dans les feuilles de caroubier (*Ceratonia siliqua*)

	Pb	Cu	Zn
TE	$r = -0,83^{**}$	$r = -0,64^*$	$r = -0,80^{**}$
MF/MS	$r = -0,83^{***}$	$r = -0,72^*$	$r = -0,86^*$
surface foliaire	$r = -0,40^{**}$	$r = -0,56^{***}$	$r = -0,63^{**}$
LMA	$r = -0,50^*$	$r = -0,17^{**}$	$r = -0,24^{**}$
Chlorophylle a+ b	$r = -0,63^{**}$	$r = -0,60^{**}$	$r = -0,67^*$

Tableau 31: La corrélation entre les différents paramètres étudiés et les teneurs en Pb, Zn et Cu dans les feuilles de casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

	Pb	Zn	Cu
TE	$r = -0,76^{***}$	$r = -0,82^{**}$	$r = -0,72^*$
MF/MS	$r = -0,70^{***}$	$r = -0,77^{***}$	$r = -0,67^*$
surface foliaire	$r = -0,69^{**}$	$r = -0,78^{**}$	$r = -0,64^*$
Chlorophylle a+b	$r = -0,67^*$	$r = -0,77^*$	$r = -0,47^*$
LMA	$r = -0,75^{***}$	$r = -0,82^{**}$	$r = -0,68^{**}$

Les résultats sur le coefficient de corrélation (r) (tableau 30, 31, 32) sont significativement négative pour les paramètres étudiés et les teneurs en plomb, zinc et cuivre pour les trois espèces. En effet, dans le cas du platane à feuilles d'érable ; la corrélation entre Pb et TE ($r = -0,72^{***}$), Zn et MF/MS ($r = -0,79^{**}$), Cu et la chlorophylle $a+b$ ($r = -0,75^{**}$), Zn et LMA ($r = -0,45^*$), des corrélations significativement négative.

Dans le cas du casuarina la corrélation entre Pb et MF/MS ($r = -0,70^{***}$), Zn et MF/MS ($r = -0,77^{***}$), Zn et la surface foliaire ($r = -0,78^{**}$), Cu et LMA ($r = -0,68^{**}$), des corrélations significativement négative.

Dans le cas du caroubier la corrélation entre Pb et la surface foliaire ($r = -0,40^{**}$), Zn et la chlorophylle $a+b$ ($r = -0,67^*$), Cu et la chlorophylle $a+b$ ($r = -0,60^{**}$), Cu et LMA ($r = -0,17^{**}$), des corrélations significativement négative.

Il est évident sur les résultats du coefficient de corrélation (r), que plus la teneur en métaux lourds (Pb, Zn et Cu) dans les feuilles est élevée, plus que la teneur en eau, la surface foliaire, la teneur en chlorophylle $a+b$ et la masse surfacique foliaire est diminuée. Maatoug et *al.*, (2007), ont trouvé les mêmes résultats entre le rapport MF/MS et la teneur en plomb, cuivre et zinc dans les feuilles de Platane et de Cyprés dans la ville de Tiaret. Ainsi, Slaveya et Petrova, (2011), ont trouvé des corrélations négatives entre les concentrations en Pb et Zn et la teneur en chlorophylle $a+b$ dans les feuilles de *Betula pendula* dans la ville de Bulgaria.

Il faut signaler, que les feuilles des arbres a proximité des axes routières, sont de très bons collecteurs des poussières et des métaux lourds, causant une diminution de l'activité photosynthétique de l'arbre, une réduction de la croissance, apparition des nécroses foliaires et des décolorations foliaires, entraînent par la suite la diminution du poids de la matière fraîche des feuilles récoltés et par conséquence un rapport MF/MS fiable, la diminution de l'activité photosynthétique et une réduction de la croissance. Ainsi, les variétés d'*Atriplex hortensis* (var *purpurea* et *rubra*) soumises aux différents stress hydrique et métallique, présentent un certain nanisme (Sai-Kachout, 2011). En effet, Ces résultats sont pratiquement constatés sur la corrélation significativement négative entre la teneur en plomb, cuivre et zinc dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, le caroubier et le casuarina et d'autre part, la teneur en eau dans les feuilles, le rapport matière /matière sèche des feuilles, la teneur en chlorophylle a+b, LAM et la surface foliaire de ces feuilles. Il est évident que les métaux lourds d'origine trafic routier en milieu urbain, ont des effets sur la croissance et sur le développement des végétaux à proximité des axes routiers et qui doivent donc des altérations de leur physiologie et de leur croissance.

Conclusion générale

Conclusion générale

La pollution atmosphérique par les métaux lourds, constitue un sujet d'actualité qui a suscité une attention particulière de la part de la communauté scientifique, du fait qu'elle atteint dans certaines régions du monde des seuils alarmants, nuisibles à la santé animale et humaine. Qu'il soit indispensable ou non au développement des végétaux, un métal lourd se révèle toujours très toxique, surtout lorsque sa présence dépasse un certain seuil. Aujourd'hui, des recherches plus précises, montrent que les espèces végétales sont aussi affectées par les métaux lourds à partir de certaines doses limite, surtout dans le cas des végétaux poussent à proximité des axes routiers, soumises à une pollution métallique chronique. Il est alors important d'évaluer la capacité de la résistance ou l'aptitude de la tolérance des plantes en rapport avec le degré d'accumulation des métaux lourds.

L'objectif principal de cette étude, était d'évaluer l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds dont la source est le trafic routier sur quelques espèces forestière de l'Ouest Algérien. Dans ce contexte nous avons étudié l'impact de la pollution de l'air par le plomb, le cuivre et le zinc d'origine routière sur la teneur en eu (TE), le rapport matière fraîche /matière sèche (MF/MS), la teneur en chlorophylle a+b, la masse surfacique foliaire (LMA) et la surface foliaire des feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*), le casuarina (*Casuarina equisetifolia*) et le caroubier (*Ceratonia siliqua*), respectivement dans la ville de Saida, Mascara et Sidi Bel Abbès.

Dans un premier temps, nous avons étudié la teneur en eau (TE) et le rapport matière fraîche/matière sèche des feuilles (MF/MS), prélevés sur des arbres situés en milieu urbain et à coté des axes routiers pour les trois espèces, et celles prélevées sur des arbres témoins éloignés de toute source de contamination par les métaux lourds. Les résultats montrent une diminution importante de la teneur en eau et du rapport MF/MS des feuilles des arbres poussent en milieu urbain (sites pollués), par rapport aux arbres poussent en sites témoins. Cette diminution est d'autant plus importante pour le cas du platane à feuilles d'érable et le caroubier, qu'avec des feuilles larges.

Dans le deuxième temps, nous avons étudié la surface foliaire pour les mêmes espèces du fait que les arbres en villes subissent quotidiennement un stress métallique altérant sans croissance. Les résultats ont montré une réduction remarquable de la surface foliaire des feuilles prélevés sur les arbres poussent à proximité des routes pour les trois espèces, surtout pour le cas des feuilles prélevées sur des arbres situés dans un secteur urbain caractérisé par un trafic routier important. Cependant, les feuilles des arbres témoins, ont montré des valeurs élevées en surface foliaire. Ainsi, les feuilles de platane à feuilles d'érable poussent dans les sites pollués, présents des nécroses importantes.

Nous avons étudié par la suite, la teneur en chlorophylle *a* et *b* dans les feuilles des trois espèces. Les résultats, montrent une faible teneur en chlorophylle *a*, *b* et *a+b* dans les feuilles des arbres situés en milieu urbain, par rapport aux arbres situés en sites témoins non pollués. C'est ainsi qu'on a pu montrer à la suite de notre étude que les arbres situés en milieu urbain, est soumise à une pollution chronique par les métaux lourds d'origine trafic routière, présente une masse surfacique foliaire (LMA) très faible, par rapport aux arbres témoins. Ceci suggère que la réduction de la croissance, l'inhibition des pigments photosynthétiques, l'apparition et le développement de certains symptômes d'intoxication, comme la chlorose et la nécrose, la réduction de la teneur en eau dans les feuilles, constituent des aspects communément occasionnés par le stress métallique.

Les résultats sur la teneur en plomb, zinc et cuivre dans les feuilles de platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*), le casuarina (*Casuarina equisetifolia*) et le caroubier (*Ceratonia siliqua*), montrent que les feuilles de platane et de caroubier accumulent des teneurs élevées en Pb et Cu par rapport du casuarina. Alors que le Zn, est faiblement accumulé par ces deux espèces. Par contre, le casuarina accumule plus de Zn, comparativement de platane et caroubier.

A la fin de cette étude, nous avons cherché à établir des corrélations entre les paramètres morphologiques et physiologiques étudiées tels que ; la teneur en eau (TE), le rapport matière fraîche/matière sèche (MF/MS), la surface foliaire, le chlorophylle *a+b* et la masses surfacique foliaire (LMA), et d'autre part les teneurs en plomb, zinc et cuivre enregistrés dans les feuilles de platane à feuilles d'érable, le caroubier et le casuarina. Les résultats de cette corrélation, montrent des corrélations significativement négative entre les teneurs en plomb, cuivre et en zinc d'une part, et d'autre part, les paramètres morphologiques et physiologiques étudiés. En effet, plus que la teneur en métaux lourds

dans les végétaux est élevée, plus que la teneur en eau dans les feuilles, la surface foliaire, la teneur en chlorophylle *a* et *b* et LMA sont plus faibles.

En outre, ces résultats montrent aussi, d'une part, l'intérêt de l'utilisation des feuilles des végétaux ligneux comme bioindicateurs de la contamination de l'atmosphère par les métaux lourds, ces méthodes biologiques contribuent à une évaluation des risques sanitaires car elles permettent de mieux identifier les zones potentiellement exposées à la pollution de l'air par les métaux lourds, avant que celles-ci affectent sévèrement la santé humaine, ainsi, les arbres en milieu urbain peuvent constituer des réseaux de plantes bioindicatrices de la pollution atmosphérique, dont l'utilisation se révèle être une méthode particulièrement simple, souple, économique et performante. En plus, l'arbre est un élément essentiel du milieu urbain. Il contribue à l'amélioration des conditions de vie en ville, et il permet aussi la purification de l'air en ville. Cependant, les contraintes abiotiques (stress hydrique, tassement du sol et le stress métallique), présentent de réelles menaces pour le développement des arbres dans le milieu urbain.

Enfin, il apparaît que la contamination des végétaux par les métaux lourds, provient avant tout des parties aériennes, comme le signalent plusieurs chercheurs dans le domaine, ainsi les végétaux constituent souvent le début des chaînes alimentaires avec tous les problèmes que cela peut engendrer la santé humaine. Ce qui nécessite, la réduction des émissions polluantes issues du trafic routier, par le renouvellement du parc automobile et l'amélioration de la combustion des moteurs, en utilisant des carburants moins polluants.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Aina R., Labra M., Fumagalli P., Vannini C., Marsoni M., Cucchi U., Bracale M., Sgorbati S., Citterio S., 2007. Thiol-peptide level and proteomic changes in response to cadmium toxicity in *Oryza sativa* L. roots. *Environ. Exp. Bot.* 59. pp 381-392.
- Aksoy, A. Demirezen, D. Duman, F., 2005. Bioaccumulation, detection and analysis of heavy metal pollution in Sultan Marsh and its environment. *Water Air Soil Pollut.* pp 241-255.
- Ali G., Srivastava P.E. Iqbal M., 2000. Influence of cadmium and zinc on growth and photosynthesis of *Bacopa monniera* cultivated in vitro. *Biol Plant.* pp 599-601.
- Allen S.E., 1989. Chemical analysis of ecological materials, (seconde édition). Blackwell. London. 62p.
- Alloway, B.J., 1995. Soil processes and the behaviour of heavy metals. London, pp. 11-35.
- Andersen, H. V et Hovmand, M. F., 1999. Review of dry deposition measurements of ammonia and nitric acid to forest. *Forest Ecology and Management.* pp 5-18.
- Anonyme, 2001. Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace. Rapport Technique. Diagnostic sur la qualité de l'air sur l'agglomération de Mulhouse. 50p.
- Anthony U., 2003. Cartographie de la pollution atmosphérique en milieu urbain à l'aide de données multi sources. Thèse doctorat université de Paris. 103p
- Antonovics J, Bradshaw A.D, Turner R.G., 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Res.* pp1-85.
- Aouf, M.B., 1982. Etat est perspectif de développement de l'aviculture en Algérie. Thèse Doc. Académie des sciences agronomiques de Sofia. 187p.
- Arb C. V, Brunold C., 1990. Lichen physiology and air pollution. I. Physiological responses of in situ *Parmelia sulcata* among air pollution zones within Biel, Switzerland. *Canadian Journal of Botany.* pp 37-52.
- Arb C. V, Müller C, Ammann C, Brunold C., 1990. Lichen physiology and air pollution. II. Statistical analysis of the correlation between SO₂, NO₂, NO and O₃, and chlorophyll content net photosynthesis, sulphate uptake and protein synthesis of *Paramelia sulcata*. *New Phytology.* pp 431-437.
- Arquès P., 1998. La pollution de l'air, causes, conséquences, solutions. 150p.
- Arvick J.H., Zimdahl, R.H., 1974. Air pollution. *Journal of Environmental Quality.* 32p.
- Asman, A., 1994. Emission and deposition of ammonia and ammonium. In The Terrestrial Nitrogen Cycle as Influenced by Man : Leopoldina-Symposium. *Nova Acta.*
- Asta J, Erhardt W, Ferretti M, Fornasier F, Kirschbaum U, Nimis P.L, Purvis W, Pirintzos S, Scheidegger C, Van Haluwyn C, Wirth V., 2000. Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality. *Kluwer Academic Publishers.* pp 273-279.
- Atkins, P et Jones L., 1998. Chimie. Molécules, matière, métamorphoses. 118 p.

- Auberts, G., 1960.** Les sols de la zone aride; etude de leurs formation, de leurs caractères, de leurs utilisation et de leurs conservation. pp127-157.
- Aznar J.C, Richer-Lafèche M, Bégin C, Rodrigue R., 2008.** Spatiotemporal reconstruction of lead contamination using tree rings and organic soil layers. *The Science of the Total Environment*. pp233-241.
- Babacar, M., 1998.** La diffusion des métaux lourds autours du sire des Chênevières (Genève). Visualisation des mesures sur la feuille de Chene. Edition de l'office fedirale de l'environnement, des forets et du paysage. 54p.
- Bagouls, F et Gausen H., 1954.** Siason sèche et indice xéothermique. Doc. Cart.prod. Vege.
- Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, p 408.
- Baker A.J.M., 1981.** Accumulators and excluders. Strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*. pp643-654.
- Bannery F., 1997.** Les apports atmosphériques particulières en Arles: Relation avec la sulfatation des matériaux," Paris XII Val de Marne.
- Bargagli R., 1998.** Higher plant as biomonitors of airborne trace elements: an Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery. pp 238-262.
- Baryla A, Carrier P, Franck F, Coulomb C, Shut C, Havaux M., 2001.** Leaf chlorosis in oilseed rape plants (*Brassica napus*) grown on cadmium-polluted soil: causes and consequences for photosynthesis and growth. *Planta*. pp696-709.
- Bazzaz F.A, Rolfe G.L, Calson R.W., 1974.** Effect of Cd on phtosynthesis and transpiration of excised leaves of corn and sunflower. *Phys. Plant*. 32.pp 373-376.
- Belfarhi L., 2011.** Les effets de la pollution atmosphérique sur les maladies respiratoires à Annaba (Asthme). Mémoire de magister université d'Annaba. 202p.
- Belandria G, Asta J, Nurit F., 1989.** Effects of sulphur dioxide and fluoride on ascospore germination of several lichens. *Lichenologist*.pp79-86.
- Belhadj, H., 2009.** Quantification de la pollution atmosphérique due au trafic routier à l'aide de certaines espèces végétalesbioaccumulatrices du (Zn, Pb, Cu) dans le milieu urbain de Sidi Bel Abbès. Mémoire de magister, univresité de Sidi Bel Abbès. 80 p.
- Bell S, Ashenden T.W, Rafarel C. R., 1992.** Effects or fural roadside levels of nitrogen dioxide on *Polytrichum formosun Hedw.* *Environmental pollution*. pp11-14.
- Benabdeli K., 2002.** 50 connivences pour préserver l'environnement. 51p.
- Benabdeli K., 1996.** Impacts socio-économiques et écologiques de la privatisation des terres sur la gestion des espaces et la conduite des troupeaux : cas de la commune de Télagh (Sidi Bel Abbes- Algérie). *Revue Options méditerranéennes* n°32 : 185-194.
- Benabdeli K., 1983.** Mise au point d'une méthodologie d'aapréciaation de l'action anthropozoogène sur la vegetation dans la region de Telagh (Algérie). Thèse de doctorat de spécialité .Université AXL Marseille III.139 p + annexe.

- Benchiha Z., 2002.** Comportement des principales espèces ligneuses dans l'espace urbain : stratégie d'intensification dans la ville de Sidi Bel Abbès. Méméoire de magister, université de Sidi Bel Abbès. 150p.
- Bender J, Weigel H. J, Wegner U, Jäger H. J., 1994.** Response of cellular antioxidants to ozone in wheat flag leaves at different stages of plant development. *Environmental Pollution* pp15-21.
- Benterrouche I., 2006.** Reponses écophysiologicals d'essences forestières urbaines soumises à une fertilisation avec les boues d'épuration. Mémoire de magistère. Université d'Annaba. 217p.
- Benyamina S., 2008.** Evaluation de l'impact de la qualité de l'air sur la santé dans la ville de Sidi Bel Abbès. Mémoire d'ingénieur, université de Sidi Bel Abbès. 120p.
- Berg T, Hjellbrekke A, Rühling A, Steinnes E., 2003.** Maps of the absolute deposition of eavy metals for the Nordic countries based on moss surveys. *Journal of hysiology.* pp155-158.
- Bey I., 1997.** Contribution des processus nocturnes à la chimie troposphérique. Modélisation des flux de radicaux et transformation des précurseurs d'ozone (COV, NOx). Chimie de la Pollution Atmosphérique. Thèse Doc. Université de Paris. 253 p.
- Bizily S.P, Rugh C.L, Summers A.O, Meagher R.B., 1999.** Phytoremediation of methylmercury pollution: expression in *Arabidopsis thaliana* confers resistance to organomercurials. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 96p.
- Blum W., 1990.** Pollution des sols par métaux lourds. Conseil de l'Europe. 90p.
- Boezen H.M, Vander Zee S.C, Postma D.S, Vonk J.M, Gerritsen J, HoeK G.I., 1999.** Effects of ambient air pollution on upperandlower respiratory symptoms and peakexpiratory flowin children. 353p.
- Boudene C., 1993.** Ces métaux lourds en question. *Pollution Atmosphérique.* pp59-62.
- Boudot J. P, Becquer T, Merlet D, Rouiller J, Ranger J, Dambrine E, Mohamed D. A., 1995.** Potential role of aluminium toxicity in nutrient deficiencies as related to forest decline: an assessment of soil solution data from the Vosges mountains. *Springer-Verlag, Berlin,* pp. 270-285.
- Bowler C, Montagu M. V, Inzé D., 1992.** Superoxide dismutase and stress torelance. *Annual Review of Physiology and Plant Molecular Biology.* pp 83-116.
- Boyd, 1998, Boyd, R.S., 1998.** Hyperaccumulation as a plant defensive strategy. pp181-200.
- Braun, S. et Flückiger, W., 1995.** Effects of ambient ozone on seedlings of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) Karst. *New Phytology.* pp32-40.
- Briat J.F, Lebrun M, 1999.** Plant response to metal toxicity. C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la vie. pp 43-54.
- Brooks R.R., 1998.** Biogeochemistry and hyperaccumulators. CABI Publishing, Wallingford, pp95-118.

- Brune A. Urbach W. and Dietz K.J., 1995.** Differential toxicity of heavy metals is partly related to a loss of preferential extraplasmic compartmentation: a comparison of Cd- Mo-Ni- and Zn- stress. *New Phytol.* pp 403-709.
- Buschbom U., 1968.** Salzresistenz oberirdischer Sproßteil von Holzgewächsen : 1. Chlorid Einwirkungen auf Sproßoberflächen. *Flora.* pp. 527-561.
- Cahill, T.A., 1995.** Compositional analysis of atmospheric aerosols. *Chemical Analysis.*
- Casano L. M, Martin M, Sabater B., 1994.** Sensitivity of superoxide dismutase transcript levels and activities to oxidative stress is lower in mature senescent than in young barley leaves. *Plant Physiology.* 106 p.
- Castillo F.J., 1992.** Peroxidases and stress. Topics and detailed literature on molecular, biochemical and physiological aspects. C. Penel, T. Gaspar and H. Greppin (Ed.). Geneva, pp. 187-203.
- Catinon M., 2010.** Détermination de la pollution atmosphérique métallique : étude critique de l'utilisation des écorces d'arbres. Thèse. Doc. Université Grenoble.
- Celik, A.; Kartal, A.; Akdogan, A.; Kaska, Y., 2005.** Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia pseudoacacia L.* *Environ. Int.* 31 pp 105-112.
- Cereve., 1999.** Mesure de la chlorophylle par fluorimétrie. 60p
- Chaoui A., Jarrar B. et El Ferjani E., 2004.** Effects of cadmium and copper on peroxidase. 50p.
- Chakhparonian, M., 1995.** Développement d'un système biologique de surveillance de la pollution atmosphérique: études sur des populations d'*Arabidopsis thaliana* sous conditions contrôlées Lausanne. 52 p.
- Chamberlain, A.C., 1983.** Fallout of lead and uptake by crops. *Atmospheric Environment.* pp 693-706.
- Chatignoux, E., Host.S., Gremy, I., 2008.** Evaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé. Analyse des liens à court terme entre niveaux de pollution particulaire et morbidité. Pollution atmosphérique. pp 198-199.
- Chiron M., 1996.** Intoxication oxycarbonée, intoxication par le gaz carbonique. Toxicologie-Pathologie professionnelle. 5 p.
- Coleman, J. S. et Mooney, H. A. 1990.** Anthropogenic stress and natural selection : variability in radish biomass accumulation increases with increasing SO₂.
- Colwill D.M., Thompson J.R., Rutter A.J., 1982.** An assessment of the conditions for shrubs alongside motorways,
- Colbeck, I., 1995.** Particle emission from outdoor and indoor sources. Airborne particulate matter. pp 1-34.
- Conti, M.E. and Cecchetti, G., 2001.** Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment. *Environmental Pollution* 114, 471-492.
- Corbaz, R., 1990.** Principes de phytopathologie et de lutte contre les maladies des plantes. (Ed) PPUR presses polytechniques. p.53.

- Cosio, C., Vollenweider, P., Keller, C., 2005.** Localization and effects of cadmium in leaves. 60p.
- Cuny, D et Rzepka-Cuny, M.A., 2009.** Évaluation des capacités d'épuration de l'air intérieur par les plantes et de la phytotoxicité des polluants. *Air pur* .77 .12p.
- Cuny D., 1995.** Evaluation de l'impact du trafic routier de l'autoroute de Nord sur l'environnement par l'étude des lichens et des champignons supérieurs. DEA de toxicologie de l'environnement. Université de Metz. 42 p.
- Dambrine E, Augusto L, Bonneau M., 2001.** Acidification dans le massif vosgien : comprendre les mécanismes pour apporter des solutions. Institut National de la Recherche Agronomique (Nancy).
- Daniel, J.Y., 2000.** Sciences de la terre et de l'univers. Paris. 634 p.
- De Bruin, M. and Hackenitz, E., 1986.** Trace element concentrations in epiphytic lichens.
- Degobert P., 1992.** Automobile et pollution, Editions Technip, Paris. 516 p
- Delaa Y., 2003.** Utilisation des végétaux dans l'approche écotoxicologique de la pollution atmosphérique de Constantine. Mémorial de Magistère. Université de Constantine. 187 p.
- Deletraz, G., 2002.** Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriadou (Pyrénées). Thèse Doc. Université de Pau et des Pays de l'Adour. France. 565p.
- Deletraz P et Paul M., 1998.** Etat de l'art pour l'étude des impacts des transports routiers à proximité des routes et autoroutes. 144p.
- Desboeufs, K.D., Losno, R., Vimeux, F. and Cholbi, S. (2001).** pH Dependant dissolution of Wind transported Saharan Dust, J. Geophys. Res., in press.
- De Wit, H. A., Mulder, J., Nygaard, P. H., Aamlid, D., Huse, M., Kortnes, E., Wollebaek, G., et Brean, R, 2001-** Aluminium: the need for a re-evaluation of its toxicity and solubility in mature forest stands. *Water Air and Soil Pollution*. pp 118-144.
- Dimitri L, 1981.** Influence des sels fondants sur les arbres et autres végétaux. *European Journal of Forest Pathology*. 11. pp 137-152.
- Direction du transport de la wilaya de Mascara., 2011.** Statistiques des cartes grises dans la wilaya de Mascara. Communication personnelle.
- Direction du transport de la wilaya de Saida, 2011.** Statistiques des cartes grises dans la wilaya de Saida. Communication personnelle.
- Direction du transport de la wilaya de Sidi Bel Abbès, 2011.** Statistiques des cartes grises dans la wilaya de Sidi Bel Abbès. Communication personnelle.
- Dolan, L.M.J., H. Van Bohemen, P. Whelan, K.F. Akbar, G. O'Malley and P.J. Keizer., 2006.** Towards the sustainable development of modern road ecosystem. The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment. *Springer Netherlands*. pp275-331.
- D.P.A.T., 2011a.** Direction de Planification et de l'Aménagement du Territoire de la wilaya de Mascara. Statistiques des habitations de Mascara. 39p.

- D.P.A.T., 2010b.** Direction de Planification et de l'Aménagement du Terroir de la wilaya de Saida. Statistiques des habitations de Saida. 63p.
- D.P.A.T., 2010c.** Direction de Planification et de l'Aménagement du Terroir de la wilaya Sidi Bel Abbès. Statistiques des habitations de Sidi Bel Abbès. 20p.
- Duchauffour, Ph., 1983.** Pédologie Tomme1, pédogénèse et classification. Edition Masson, Paris. 191p.
- Durand D., 2003.** Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial, origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. Thèse de doctorat, université de Poitiers France. 480p.
- Durrieu F., 1999.** Etude des conditions météorologiques dans la ville d'Aspe, mesure et traitement des pollutions et nuisances, université de Pau et des pays de l'Adour, météo - France. 40p.
- Edouard J., Revuz, R., 2009.** Cosmétologie et dermatologie esthétique. (Ed) Elsevier Masson. 123p.
- Ekeberg, D., Jablonska, A. M. and Ogner, G., 1995.** Phytol as a possible indicator of Ekstrand.
- Emberger L, 1955,** une classification biogéographique des climats. Revue Labo botan Geol, Zool, Fac, Montpellier, N° 7; 3- 43.
- Ennajah, A., 2010.** Croissance et productivité des forêts de chêne liège « *Quercus suber L.* » Vulnérabilité aux changements climatiques. Thèse. Doc en Sciences Biologiques. Université de Tunis El Manar. 216p.
- Ekstrand S., 1994.** Close range forest defoliation effects of traffic emissions assessed using aerial photography. Science of the Total Environment. pp. 149-155.
- Ernst, W.H.O., Joosse van Damme, E.N.G., 1983.** Umweltbelastung durch Mineralstoffe. Verlag Gustav Fischer, Stuttgart.
- Escourrou G, 1996.** Transports, contraintes climatiques & pollutions, coll. Mobilité Spatiale. Paris, 172 p.
- Fantan J., 2004.** Les pollutions de l'air, les connaître pour les combattre. Paris, cedex. 210p.
- Fernandez C., Labanowski J., Cambier P., Jongmans A. and Van oort F., 2006.** Fate of airborne metal pollution in soils as related to agricultural management: Zn and Pb in soil profiles. *European Journal of Soil Science*. 60p.
- Flanagan J.T., Wade k. J., Currie A., Curtis D.J., 1980.** The deposition of lead and zinc from traffic pollution on two roadside shrubs, *Environmental Pollution*. pp. 71-78.
- Flückiger W, Flückiger-Keller H., 1978.** Veränderungen im Gehalt an Carotin und Vitamin C in den Fraktionen von Erbsenwurzeln. *J. Plant Physiol*. 161p.
- Forget, E., Courchesne, F., Kennedy, G., Zayed, J., 1994.** Response of blue spruce (*Picea pungens*) to manganese pollution from MMT. *Water, Air and Soil Pollution*. pp 319- 324.

- Freitas, M.C., Reis, M.A., Marques, A.P., Wolterbeek, H.T., 1999.** Use of lichen transplants in atmospheric deposition studies. *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry* pp307-315.
- Fritts H.C., 1976.** Tree rings and climate. London, New-York, San Fransisco. Ed Academic. 567p.
- Gaci C, Yahiaoui S., 2004.** Conception et réalisation d'un outil d'aide à la quantification des risques environnementaux. Application aux rejets atmosphériques. Memeoire dongénieur, université d'Annaba. 160 p.
- Galsomies, L., Savanne, D., Letrouit, M.A., Ayrault, S., Charre, B., 1999.** Retombées atmosphériques de métaux en France : estimation par dosage dans des mousses.
- Garrec J.P., 2002.** Mise en place des reseaux de végétaux bio-indicateurs de la pollution atmosphérique dans les villes. 6 p.
- Garrec, J.-P et Van Haluwyn, C., 2002.** Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Concepts, methodes et applications. Paris. 116p.
- Garty, J., 2001.** Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Critical Reviews in Plant Science*. pp309-371.
- Giambanis A., Anagnostopoulos J., Bergeles G., 1998.** Numerical simulation of pollutant dispersion and photochemical kinetics over complex terrain. *Applied Mathematical Modelling*. pp313-329.
- Gombert, S., Galsomies, L., Rausch de Traubenberg, C., 2005.** Pollution atmosphérique par les métaux : biosurveillance des retombées. 108 p.
- Goodman, G.T, Roberts, T.M., 1971.** Plants and soils as indicators of metals in the air. *Nature*. 231. pp 287-292.
- Gonzalez, C.M. and Pignata, M.L., 1997.** Chemical response of the lichen *Punctelia subrudecta* (NYL.) krog transplanted close to a power station in an urban-industrial environment. *Environmental Pollution*. pp 195-203.
- Granier, L et Chevreuil M., 1991.** Automobile traffic. A source of PCBs to the atmosphere. *Chemosphere*. 23. pp 785-788.
- Grantz, D.A., Garner, J.H.B., Johnson, D.W., 2003.** Ecological effects of particulate matter. *Environment International*. pp 213-239.
- Greger, M., 1999.** Metal availability and bioconcentration in plants. Springer-Verlag, Berlin, pp1-27.
- Groppa M.D., Ianuzzo M.P., Tomaro M.L. et Benavides M.P., 2007.** Polyamine metabolism in sunflower plants under long-term cadmium or copper stress. *Amino Acids*. pp 265-275.
- Guderian R., 1985.** Air Pollution, Phytotoxicity of Acidic Gases and its Significance in air Pollution Control. *Springer Verlag*, Berlin
- Haag-Kerwer A., Schäfer H.J., Heiss S., Walter C. et Rausch T., 1999.** Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis. *Exp. Bot.* pp 1827-1835.

- Hassan M.J., Zhang G., Wu F., Wei K., et Chen Z., 2005.** Zinc alleviates growth inhibition and oxidative stress caused by cadmium. *Plant Nutr. Soil Sci.* pp 255-261.
- Halitim, A., 1988.** Sols des régions arides d'Algérie. O.P.U, Alger, pp1-75.
- Hawksworth, DL., 1973.** Mapping studies. In: BW. Ferry, MS. Baddeley and DL. Hawksworth (Eds.). *Air Pollution and Lichens.* Athlone Press, London, pp. 38-76.
- Hawksworth, D.L. et Rose, F., 1970.** Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air. 89p.
- Heller, R., Esnault R., and Lance C., 1993.** Physiologie végétale .Nutrition. 5e Ed. Masson. Paris. France. 242p.
- Hermle, S., Günthardt-Goerg, M.S., Schulin, R., 2006.** Effects of metal-contaminated soil on the performance of young trees growing in model ecosystems under field conditions. *Environmental Pollution.* pp 703-714.
- Hoek G, Brunekreef B., 1995.** Effect of photochemical air pollution. 60p.
- Hofstra G., Hall G., Lumis G.P., 1979.** Studies of salt induced damage to roadside plants in Ontario. *Arboric.* pp. 25-31.
- Holopainen, J. K., Braun, S. and Flückiger, W. 1994.** The response of spruce shoot aphid *Cinara pilicornis* hartig to ambient and filtered air at two elevations and pollution climates. *Environmental Pollution.* pp233-238.
- Hutton, M., 1983.** Sources of cadmium in the environment. *Ecotoxicology and environmental safety.* Pp 9-24.
- Iaurif et Servant, L., 1997.** Le parc automobile francilien et la qualité de l'air. Etat et tendances. Division transports et infrastructures. Paris : 68 p.
- Ionescu A., Mayer E., Colda I., 1996.** Méthodes mathématiques pour estimer le champ de concentration d'un polluant.
- Janakiraman, R. and Harney, P. M. 1975.** Effect of ozone on Arabidopsis. 12p.
- Jones, H.P., Clement, C.R., Hopper, M.J., 1973.** Lead uptake from solution by perennial ryegrass and its transport from roots to shoots. *Plant Soil.* pp. 403-414.
- Joumard R., Lamure C., Lambert J., 1995.** Politique de transport et qualité de l'air dans les agglomérations. 125p.
- Jussy, J.H., 1998.** Minéralisation de l'azote, nitrification et prélèvement radiculaire dans différents écosystèmes forestiers sur sol acide effet de l'essence du stade de développement du peuplement et de l'usage ancien des sols. Thèse Doc en sciences biologiques fondamentales et appliquées. Université de Nancy. 270p.
- Jurik, T.W., 1986.** Temporal and spatial patterns of specific leaf weight in successional northern hardwood tree species. *Planta.* pp 308-313.
- Kabata-Pendias, A. Pendias, H., 2001.** Trace elements in soils and plants. *Boca Raton, Florida, U.S.A.*

- Kammerbauer H., Selinger H., Römmelt R., Ziegler-Jöns A., Knoppik D., Hock B., 1986.** Toxic components of motor vehicle emissions for the spruce *Picea*. *Environmental Pollution*. pp. 235-243.
- Kandel R., 1999.** Ozone troposphérique. Dictionnaire de l'Ecologie. pp 929-942.
- Kashem M A, Singh B R, Kondo T, Imamulhuq S M, Kawai S ., 2007.** Comparison of extractability of Cd, Cu, Pb and Zn with sequential extraction in contaminated and non-contaminated soils. *Environment Science Technology* .pp 169-176.
- Katsouyanni K., 1996.** Short term effects of air pollution on health : an european approach using epidemiological time series data. *Journal Epidemiol.* 50p.
- Kenneth M et François V., 1974.** Biologie de la pollution. Edition France. 71p.
- Kerbrat J.Y., 2001.** Pourquoi les plantes sont-elles vertes. 70p.
- Kierdorf, H., Kierdorf, U., Sedlacek, F., 1999.** Monitoring regional fluoride pollution in the Saxonian Ore mountains (Germany) using the biomarker dental fluorosis in roe deer (*Capreolus capreolus L.*). *The Science of the Total Environmen.* pp 159-168.
- Knudson, L. L., Tibbitts, T. W. and Edwards, G. E., 1977.** Measurement of ozone injury by determination of leaf chlorophyll concentration. *Plant physiology*. pp 606-608.
- Koepp D. E., 1981.** Lead: understanding the minimal toxicity of lead in plants. *Applied Science Publishers*. London, pp. 55-76.
- Krupa Z., Siedlecka A., Skorzynska-Polit E. et Maksymiec W., 2002.** Heavy metal interactions with plant nutrients. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 287-301.
- Lacour S., 2001.** Cours de pollution atmospherique, ecole nationale des ponts et chasussées, 43p.
- Lagriffoul A., Mocquot B., Mench M. et Vangronsveld J., 1998.** Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays L.*). *Plant Soil*.pp 241-250.
- Lakhdari A et Benabdeli K., 2012.** Determining the Heavy Metal Pollution in Mascara (Algeria) by Using *Casuarina equisetifolia*. *Ecologia balkanica*.4. pp1-7.
- Lakhdari, A., 2005.** Inventaire et comportement dese espèces végétale dans l'aménagement des espaces verts de la ville de Mascara (Nord-ouest Algérie). Mémoire de magister. Université de Mascara, 156p.
- Lawrey J.D., Hale J.R., 1979.** Lichen growth responses to stress induced by automobile exhaust pollution. *Science*. pp 423-424.
- Le Floch M., 2004.** Caracterisation physico-chimique et tracage des emissions particulaires métalliques d'une usine d'incineration d'ordures menageres dans l'air ambiant. Thèse Doc Université d'Aix-Marseille. 326p.
- Lesieur M., Yaglom A., David F., 2001.** New trends in turbulence. 120 p.
- Lesieur M., 1998.** Les tourbillons dans notre environnement. pp.72-73.

- Lesieur M., 1994.** La turbulence dans l'environnement et en aéronautique. La Houille Blanche. pp 100-109.
- Leuzzi G., Monti P., 1998.** Particle trajectory simulation of dispersion around a building. *Atmospheric Environment*. 32p.
- Lieutaghi, P., 1972.** L'environnement végétal flore vegetation et civilisation. 317p.
- Linfors LG., 1995.** Nordic technical report n° 10 and special reports n°1,2 Copenhagen (Danemark). Nordic concil ministers. 150p.
- Little P.E., 1978.** Deposition of exhaust lead and its impact on plants, Symposium « The impact of road traffic on plants ».pp 49-54.
- L.N.H.C., 2010.** Laboratoire National de l'Habitat et de la Construction. Rapport sur les sols de la ville de Mascara. 56p.
- Lohmeyer A., Mueller W.J., Baechlin W., 2002.** A comparison of street canyon concentration predictions by differentmodellors: final results now available from the Podbi-exercise. *Atmospheric Environment*. pp 157-158.
- Lumis P.E., Hofstra G., Hall R., 1973.** Sensitivity of roadside trees and shrubs to aerial drift of deicing salt. *Hortscience*. pp 475-477.
- Lunackova L., Sotnikova A., Masarovicova E., Lux A. et Stresko V., 2003.** Comparison of cadmium effect on willow and poplar in response to different cultivation conditions. *Biol*.
- Maatoug, M., Hellal, B., Dellal, A., Ayad, N., Bourbatach, M., 2007.** Détection de la pollution de l'air d'origine routière par certaines espèces végétales bioaccumulatrices de quelques métaux lourds (Pb, Zn, Cu). *Pollution atmosphérique*. pp 385-394.
- Madany I.M, Ali S.L, Akhter M. S ., 1990.** Assessment of lead in roadside végétation in Bahrain, *Environment International*. pp 123-6.
- Magali S., 2007.** Spéciation du cadmium, du plomb et du zinc dans les poussières d'émissions atmosphériques d'origine sidérurgique approche de l'impact toxicologique des poussières. Thèse Doc université Paul Cézanne. 320p.
- Malbreil N., 1997.** La pollution en bordure d'autoroute et son impact sur la végétation. DESS Ressources Naturelles et Environnement. Université de Metz. France. 156 p.
- Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G., 2003.** Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Elsevier*.pp 3-39.
- Marklund S Andersson R, Tysklind M Rappe C Egeback K E, Bjorkman E GrigoriadisV., 1990.** Emissions of PCDFs in Gasoline and diesel fuelled cars. *Chemospher*. 561p
- Masclet, P., 2005.** Source et transport des polluantes atmosphériques. In pollutions atmosphérique. Edition Ellipses. pp.29-35.
- Mazoue L et Setra., 1994.** Impact du trafic routier sur l'environnement : la contamination du sol par voie aérienne, rapport SETRA. *Pollution chimique et environnement* 67,p
- Mazzuoli L. S, 2009.** La pollution de l'air intérieure, sources, effets sanitaire, ventilation. Edition Dunod, 265p.

- Meixner, F X., 1994.** Surface exchange of odd nitrogen oxides. The terrestrial nitrogen cycle as influenced by man : Leopoldina- Symposium. *Nova Acta Leopoldina*. pp 299-348
- McBride M.B., 2003.** Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*. pp 5-19.
- Milcent R., 2003.** Chimie organique hétérocyclique - Structures fondamentales.
- Miquel, M.G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'Environnement et la santé. Sénat n°261, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Paris.
- Mirabel F., 1999.** Evolution du parc français, caractéristique et déterminant. 25 p.
- Monna F, Croudace I .W, Cundy A.B., Lewis J. T., Lancelot J., 1997.** Pb isotopes as indicators of Pb pollution sources in urban airborne particulate matter : studies in France and the UK., Actes du 4^{ème}.
- Moriarty, F., 1999.** Ecotoxicology - the study of pollutants in ecosystems. 3rd edition.
- Moussiopoulos N., Berge E., Bohler T., de Leeuw F., Gronski K.E., Mylona S., Tombrou M., 1996.** Ambient air quality. Paris. Albin Michel. Encyclopédia universalis Ed. Pollutant dispersion and transport models. 94 p.
- Muxworthy, A.R., Schmidbauer, E., Petersen, N., 2002.** Magnetic properties and Mossbauer spectra of urban atmospheric particulate matter: a case study from Munich, Germany. *Geophysical Journal International*. pp558-570.
- Neves, N.R., Oliva, M.A., da Cruz Centeno, D., Costa, A.C., Ribas, R.F., Pereira, E.G., 2009.** Photosynthesis and oxidative stress in the restinga plant species *Eugenia uniflora* L. exposed to simulated acid rain and iron ore dust deposition: Potential use in environmental risk assessment. *The Science of the Total Environment*. pp 40-45.
- Nielsen S.L., Enriquez S., Duarte C.M., Sand Jensen K., 1996 –** Scaling maximum growth rates across photosynthetic organisms. *Funct. Ecol.* **10**: 167-175.
- Nicolas J.P, Duprez F, Durand, S. Poisson F. Aubert L. Chiron M. Crozet Y, Lambert J., 2002.** 10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique Tome 1 : Des évaluations scientifiques aux décisions politiques.
- Nimis, P.L., 1999.** Linee-guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti. In Atti del Workshop "Biomonitoraggio della qualità dell'aria: stato dell'arte in Italia". pp. 267-277.
- Noppe, J., 1998.** Emissions des polluants et consommations liées à la circulation routière. 112 p.
- Nriagu, J.O., 1989.** A global assessment of naturales sources of atmospheric trace metals. *Nature*. pp47-49.
- O.M.N., 2011.** Office nationale de météorologie (Oran), recueil des données climatique de la wilaya de Mascara, Saida et Sidi bel Abbès.
- Pacyna, J.M. et Pacyna, E.G., 2001.** An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews*. pp 269-298.

- Pacyna, J.M., 1986.** Atmospheric trace elements from natural and anthropogenic sources. *Photosynthetica*. 24p.
- Pagotto, C., 1999.** Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse Doc en sciences et technique. Université de Poitiers. 252 p.
- Pal M., Horvath E., Janda T., Paldi E. et Szalai G., 2006.** Physiological changes and defence mechanisms induced by cadmium stress in maize. *Plant Nutr. Soil Sci.* pp 239-246.
- Parmetier C et Garrec, J.P., 1994.** Impact de la pollution atmosphérique le long des routes et autoroutes sur la végétation environnante. Utilisation de la bio-indication végétale.
- Patel M.J., Patel J.N. et Subramanian R.B., 2005.** Effect of cadmium on growth and the activity of H₂O₂ scavenging enzymes in *Colocassia esculentum*. *Plant and soil*. pp 183-188.
- Paul R., Rose C., 1989.** Les sels de déneigement et les plantations ligneuses des voiries. 82p.
- Pattenden S, Hoek G, Braun-F.C, Forastiere F, KoshelevaA, Neuberger M., 2006.** NO₂ and childrensres respiratory symptoms. 35p.
- Petit-Coviaux F, Person A, LE Moullec Y, Courtois Y, Festy B, Dufour G, Brochard P., 1990.** Connaissance des particules atmosphériques en milieu urbain: Représentativité biologique et difficultés météorologiques. *Pollution Atmosphérique*. pp. 21-30
- Piervittori, R. and Maffei, S., 2001.** The importance of indicator species in the biomonitoring of atmospheric pollution. A case study in the city of Aosta, NW Italy. pp 297-310.
- Pietracarprina, 1998 thès Pietracarpra P., 1988.** Morphologie et classification des sols CIHEAM (Bari). 96 p.
- Pillot, D., 1997.** Emissions représentatives des véhicules lourds en circulation, Actes du 4ème colloque international « Transport et pollution de l'air », 9-13 juin 1997 à Avignon, INRETS.
- Plaisance, H., 2004.** Etude de la pollution de l'air à différentes échelles spatio temporelles. Thèse Doc. université de Marseille. 163 p.
- Proisy C., 1999.** Apport des données radar à synthèse d'ouverture pour l'étude de la dynamique des ecosystems forestiers. Thèse de Doctorat en Télédétection Spatiale de la Biosphère Continentale. Université Paul Sabatier Toulouse III. 96p.
- Poschenrieder C., Gunsé B. et Barcelo J., 1989.** Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance and abscisic acid content in expanding bean leaves. *Plant Physiol.* 90p.
- Pouget, M., 1980.** Les relations sols-végétation dans les steppes sud-algérois. Thèse. Doc- Es-sciences. Université Aix- Marseilles. 200p.
- Raskin I, Kumar P.B.A.N., Dushenkov S., et Salt D.E., 1994.** Bioconcentration of heavy metals by plants. *Curr. Opin. Biotechnol.* pp 285-90.
- Remon E., 2006.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse Doc. Université jean monnet. France. 160p.

Romanowska E., 2002. Gas exchange functions in heavy metal stressed plants. In : *Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 257- 285.

Rose C., 1988. Détection précoce et essai de prévention de la phytotoxicité des sels de déneigement sur les plantes ligneuses. Mémorie Ingénieur d'état en sciences agronomiques. Gembloux, Belgique, 95p.

Roula S., 2005. Caractérisation physico-chimiques et valorisation des boues résiduaires urbaines pour la confection de substrats de culture en pépinière hors-sol. Mémoire de magistère en sciences agronomiques. Option : forêt et conservation des sols. Université de Batna. 84 p.

Roul, D., 1998. Etude des conditions meteorologiques des biriatou, analyse des paramètres meteorologiques influançant les concentrations en polluants autour du des sites. 19p.

Rout G. R et Das P., 2003. Effect of metal toxicity on plant growth. 96p.

Saha, M.H., Sahaheen, N., Jaffar, M., 2006. Characterisation, source identification and apportionment of selected metals in TSP in an urban atmosphere. *Environmental monitoring and assessment* .pp 573-587.

Sai-Kachoute, S., 2011. Evaluation de la tolérance de deux espèces annuelles d'*Atriplex* vis-à-vis du déficit hydrique, du sel et des métaux lourds. Thèse doctorat en sciences biologiques. Université de Tunis.207p.

Saitanis, C.J. and Karandinos, M.G., 2001. Instrumental recording and biomonitoring of ambient ozone in the Greek countryside. *Chemosphere* 44, 813-821.

Sallès J., Janischewski J., Jaecker-Voirol A., Martin B., 1996. Mobile source emission inventory model: application to Paris area. *Atmospheric Environment*. 12, pp36-56.

Sandalio L.M., Dalurzo H.C., Gomez M., Romero-Puertas M.C. et Del Rio L.A., 2001. Cadmium induces changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *Exp. Bot.*

Sanef et Argopol., 1994. Impact d'une liaison autoroutière sur la qualité de l'air : étude de faisabilité. Rapport SANEF. 78 p.

Sanita Di Toppi L. et Gabbrielli R., 1999. Response to cadmium in higher plants. *Environ Exp. Bot.* pp 105-130.

Sauter JJ et Pambor L., 1989. The dramatic corrosive effect of road side exposure and aromatic hydrocarbons on the epistomatal wax crystals on spruce and fir, and its significance for the waldsterben. *European journal of forest pathology*. 19p.

S.A.T.E.C., 1976. Etude développement intégré de la daïra de Saida. Rapport technique, 93p.

Srinivas N., S. Ramakrishnarao, K. Suresh K., 2009. Trace metal accumulation in vegetables grown in industrial and semi-urban areas. A case study. - *Applied Ecology and Environmental Research*, 7(2):131-139.

Scetauroute, B., 1992. Pollution atmosphérique en bordure des autoroutes - projet A160, 97 pages.

- Schubert, J., 1973.** Heavy metals toxicity and environmental pollution. *Advances in Experimental Medicine and Biology* 40, 239-297.
- Schulte-Hostede, S., Darrall, N. M., Blank, L. W. and Wellburn, A. R., Ed., 1988.** Air pollution and plant metabolism. *Elsevier Applied Science Ltd*
- Schütz, M., 1995.** Environnement et pollution-Comment mesuré ? Comment réagir? Publitrionic, Nieppe, 253 p.
- Scotti, A., Silva, S. and Botteschi, G. 1994.** Effects of ozone on grain quality of wheat grown in open-top chambers : three years of experimentation. *Environmental*.
- Semadi A., S. Deruelle., 1993.** Détection de la pollution plombique à l'aide de transplants lichéniques dans la région d'Annaba (Algérie). *Atmospherique Pollution*. 35: 86-102.
- Sharma G.K, 1987.** Plant cuticular complex in response to highway pollution. *The sciences of the totale environnment*. 59 : 303-7.
- Shylk A.A., 1965.** Metabolism of Chlorophyll in Creen Plants. Minsk, Nauka in Tekhnika (Russian).
- S.R.A.T. H.P.O. , 2008 .** Schéma régional d'aménagement du territoire de la région Hauts Plateaux Ouest à l'horizon 2025. Ministère de l'aménagement du Territoire et de l'Environnement.152 p.
- Simonich, S.L., Hites, R.A., 1994.** Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science and Technology*. pp. 939-943.
- Skiredj A., 2005.** Besoins des plantes en eau et en éléments nutritifs. Département d'Horticulture/IAV Hassan II/ Rabat/ Maroc. 1-12
- Slaveya, T, Petrova., 2011.** Biomonitoring study of air pollution with *Betula pendula* Roth, from Plovdiv. *ECOLOGIA BALKANICA* Bulgaria. pp1-10
- STATSOFT, INC. 2001.** STATISTICA (data analysis software system), version 6.
- Steinnes, E., 1995.** A critical evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the air pollution.
- Stewart, P., 1969.** Qutient pluviothermique et dégradation biosphérique. *Bull.Soc .Hist.Nat. Afr.Nord*.59. pp. 23-36.
- Stobart A.K., Griffiths W.T., Ameen-Bukhari I. et Sherwood R.P., 1985 :** The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiol. Plant*. 63 : 293-298.
- Studnicka M, Hackl E, Pischinger J, Fangmeyer C, Haschke N, Kühr J., 1997.** Traffic-related NO₂ and theprevalenceof asthma andrespiratorysymptomsinsevenyearolds.
- Terras, M., 2010.** Typologie, cartographie des stations forestières et modélisations des peuplements forestiers. Cas des massifs forestiers de la wilaya de Saida (Algérie). Thèse Doct. Sci. Univ. Tlemcen. 401p+annexe.

- Tessier L., 1984.** Dendroclimatologie et écologie de *Pinus sylvestris* L. et *Quercus pubescens* Willd. Dans le sud-est de la France. Thèse Doct. Sci. Univ. Aix-Marseille III. 257p
- Thompson J.R., Mueller P.W., Flückiger W, Rutter A.J., 1984.** The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environmental Pollution*. pp. 171-190.
- Tortora J et Grabwski, S.R., 2002.** Le système respiratoire. (Ed)De Boeck Université. 824 p.
- Treshow M et Anderson F. K., 1989.** Plant stress from air pollution. 63p.
- Tyler, G., 1990.** Bryophytes and heavy metals: a literature review. *Botanical Journal of the Linnean Society*. pp 231-253.
- Urech, M., Herzig, R., Liebendörfer, L. and Ammann, K., 1992.** Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Region Biel-Seeland : Kalibrierte Flechtenindikationsmethode und Passives Biomonitoring. Biel - Klima und Luftverschmutzung einer Schweizer Stadt. Bern und Stuttgart, Paul Haupt.
- Vallès, I., Camacho, A., Ortega, X., Serrano, I., Blázquez, S., Pérez, S., 2009.** Natural and anthropogenic radionuclides in airborne particulate samples collected in Barcelona (Spain). *Journal of Environmental Radioactivity*. pp102-107.
- Viard B., F. Pihan, S. Promeyrat, Pihan. C., 2004.** Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn, Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Gramineae and land snails. *Chemosphere*. pp 1349-1359.
- Walkenhorst, W., Hagemeyer, J. and Breckle, W., 1993.** Passive monitoring of airborne pollutants, particularly trace metals, with tree bark. Ed. B.Markert. pp. 523-540.
- Ward, N I., 1990.** Multielement contamination of British motorway environments. *The Science of the Total environment*. pp32-40.
- Wingsle, G., Mattson, A., Ekblad, A., Hällgren, J. E. Selstam, E., 1992.** Changes in levels of lipids and pigments without effects on glutathione reductase and superoxide dismutase in *Pinus Sylvestris* L. seedlings due to ozone exposure.
- Winner, W.E., 1988.** Responses of bryophytes to air pollution. In T.H. Nash III, and V. Wirth, (Eds.). *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. Cramer, Berlin. pp 141-173.
- Wolterbeek, H.Th., Garty, J., Reis, M.A., Freitas, M.C., 2003.** Biomonitoring in use: lichens and metal air pollution. In Markert BA, Breure AM and Zechmeister HG (eds) Bioindicators and biomonitoring. Elsevier, Oxford, p 377-419.
- Woodbury, P. B., J.A., L. Hudler, G. W. 1994.** Chronic ozone exposure alters the growth of leaves, stems and roots of hybrid *Populus*. *Environmental Pollution*. pp103-108.
- Yildiz A, Aksoy A, Akbulut G, Demirezen D, Islek C, Altuner E-M, Duman F., 2011.** Correlation between chlorophyll degradation and the amount of heavy metals found in *Pseudevernia furfuracea* in Kayseri (Turkey). *Ekoloji*. 20. pp 78-88.

Yilmaz S, Zengin M., 2004. Monitoring environmental pollution in Erzurum by chemical analysis of Scot pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. *Environment International* 29, 1041-1047

Yu TSI, Wong TW, Wang XR, Song H, Wong SL, Tang JL., 2001. Adverse effects of low level air pollution on the respiratory health of schoolchildren in Hong-Kang.

Zemp E, Elsasser S, Schindler C, Kunzli N, Perruchoud AP, Domenighetti G., 1999. Long term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). *Am J Respir Crit Care Med* n°159. 66p.

Zrýd, J.-P., 1993. Surveillance biologique de la pollution atmosphérique en ville de Lausanne. Laboratoire de Phytogénétique Cellulaire. Université de Lausanne.

Zulkarnain Duki MI, Sudarmadi S, Suzuki S, Kawada T, Tri- Tugaswati A., 2003. Effect of air pollution on respiratory health in Indonesia and its Vazquez MD, Barceló J, Poschenrieder CH, Madico J, Hatton P, Baker AJM, Cope GH.

Annexes

Annexe 1

La teneur en eau dans les feuilles (TE)

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	GH
ST	78,88	11,62	A
S5	46,29	29,17	D
S1	41,65	22,25	B
S6	21,25	16,15	C
S2	15,33	5,02	D
S4	14,84	10,43	C
S7	14,46	10,77	C
S3	9,22	6,92	CD

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	11954,22	1707,75	6,69	0,000 ***
Erreur	16	408,32	255,08		
Total	23	12362,54			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	36,31	15,69	A
S3	25,07	15,18	B
S6	21,89	2,61	BC
S1	21,58	7,39	BC
S7	16,62	15,34	C
S4	16,46	4,00	BC
S5	16,16	13,11	C
S2	13,88	7,20	C

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	6217,47	888,21	7,00	0,000 ***
Erreur	16	2027,33	126,71		
Total	23	8244,8			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	66,56	4,63	A
S1	32,84	11,75	B
S2	25,00	5,44	C
S7	20,12	5,56	D
S6	17,05	7,05	D
S5	15,88	7,62	B
S2	25,00	5,44	C
S4	13,95	3,28	D

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	6488,63	926,95	18,66	0,000 ***
Erreur	16	794,63	49,66		
Total	23	22564,51			

Annexe 2

Rapport matières fraîche /matière sèche (MF/MS)

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	5,68	2,65	A
S5	2,19	0,94	B
S1	1,88	0,69	B
S6	1,30	0,24	C
S2	1,18	0,07	C
S4	1,18	0,14	C
S7	1,18	0,14	C
S3	1,10	0,08	C

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0.001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	50,62752	7,23250	6,77	0,000 ***
Erreur	16	17,08137	1,06759		
Total	23	67,70889			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	3,47	1,70	A
S2	1,37	0,29	B
S1	1,28	0,12	B
S6	1,28	0,04	C
S7	1,23	0,25	C
S5	1,21	0,19	C
S4	1,19	0,05	B
S3	1,16	0,10	B

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0.001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	13,13869	1,87696	4,78	0,000 ***
Erreur	16	6,26995	0,39187		
Total	23	19,40864			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	4,02	0,38	A
S1	1,52	0,28	B
S2	1,33	0,10	B
S7	1,25	0,09	C
S6	1,21	0,10	D
S3	1,19	0,10	C
S5	1,19	0,11	D
S4	1,16	0,04	C

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0.001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	8,39985	1,19998	33,44	0,000 ***
Erreur	16	0,57409	0,03588		
Total	23	8,97394			

Annexe 3

La surface foliaire

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	Ecart-Type	Gr
ST	123,50	52,34	A
S4	91,70	6,58	B
S1	88,26	2,19	B
S6	85,58	12,34	B
S7	84,90	4,17	B
S2	84,70	11,98	B
S5	82,40	8,82	B
S3	73,26	3,64	C

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	4606,4	658,1	1,64	0,000 ***
Erreur	16	6384,6	399,0		
Total	23	10991			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	4,82	0,50	A
S3	3,63	0,41	E
S7	3,05	0,67	C
S5	2,51	0,62	E
S6	2,34	0,80	B
S1	2,26	0,95	D
S4	1,90	0,60	D
S2	1,43	0,58	F

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	24,8955	3,4594	7,82	0,000 ***
Erreur	16	7,0717	0,4420		
Total	23	31,9672			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	19,00	0,34	A
S3	15,20	3,05	B
S2	13,03	2,35	C
S6	21,40	3,04	C
S1	12,23	5,31	C
S5	12,16	1,00	C
S7	11,46	3,38	C
S4	10,80	1,58	C

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,05$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	147,384	21,006	2,49	0,01 **
Erreur	16	134,040	8,404		
Total	23	281,424			

Annexe 4

La teneur en chlorophylle a+b

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	Ecart-Type	Gr
ST	789,70	12,77	A
S4	590,13	39,64	B
S7	555,37	92,51	B
S1	554,86	78,15	B
S2	431,23	78,95	C
S5	410,40	13,52	CD
S6	398,03	64,60	D
S3	393,90	55,84	D

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	391881	55983	14,87	0,000 ***
Erreur	16	60220	3764		
Total	23	452101			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	8,55	0,83	A
S7	5,75	0,82	B
S1	5,10	1,52	B
S3	4,81	1,37	B
S6	2,75	0,82	C
S4	2,26	1,03	E
S5	2,25	0,77	D
S2	1,57	0,20	D

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	117,0852	16,7265	16,72	0,000 ***
Erreur	16	16,0033	1,0002		
Total	23	526,7813			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	562,68	16,05	A
S7	421,20	21,81	BD
S1	389,60	56,41	BD
S6	363,36	60,61	CD
S2	350,66	52,02	CD
S5	341,53	50,00	D
S3	336,23	135,68	D
S4	317,40	28,15	D

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	130375	18625	4,65	0,000 ***
Erreur	16	63999	4000		
Total	23	194374			

La masse surfacique foliaire (LMA)

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	Ecart-Type	Gr
ST	53,77	8,59	A
S6	50,91	8,44	B
S2	49,65	5,72	BC
S4	46,97	6,37	D
S7	46,24	2,37	B
S5	32,70	17,70	C
S3	3,11	0,84	E
S1	30,49	8,21	C

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	5967,77	852,54	11,25	0,000 ***
Erreur	16	1212,29	75,77		
Total	23	7180,06			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	56,39	16,73	A
S4	46,95	17,80	C
S5	34,72	15,86	D
S1	31,92	10,77	D
S3	28,89	20,72	E
S7	26,40	10,47	C
S6	20,91	4,09	B
S2	7,78	3,37	B

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	352,0871	50,2982	6,48	0,000 ***
Erreur	16	124,0871	7,7521		
Total	23	476,1742			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
ST	106,05	9,29	A
S3	93,08	14,69	B
S7	84,11	14,56	B
S1	84,07	54,84	B
S2	81,72	13,13	B
S5	79,46	10,55	B
S6	73,26	31,93	B
S4	52,47	7,25	B

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	0,58542	0,08363	1,25	0,000 ***
Erreur	16	1,06744	0,06672		
Total	23	1,65286			

Annexe 5

La teneur en Plomb (Pb)

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	Ecart-Type	Gr
S3	8,81	0,27	A
S2	8,62	1,14	A
S4	6,80	0,39	B
S7	6,75	0,37	B
S5	6,50	0,53	C
S6	6,05	0,49	D
S1	5,98	0,27	D
ST	0,18	0,04	E

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0.001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	149,2995	21,3285	21,52	0,000 ***
Erreur	16	15,8539	0,9909		
Total	23	165,1534			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
S2	5,64	0,36	A
S4	4,94	0,65	BC
S7	4,61	1,15	C
S3	4,50	1,13	BC
S5	4,36	0,71	B
S6	3,91	0,27	BC
S1	3,25	0,09	D
ST	0,13	0,08	E

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	59,4125	8,4875	17,92	0,000 ***
Erreur	16	7,5775	0,4736		
Total	23	66,99			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
S4	7,39	0,70	A
S5	6,27	0,96	B
S7	5,97	1,17	B
S6	5,83	0,55	B
S2	4,63	0,39	C
S1	4,24	0,68	C
S3	4,20	1,02	C
ST	0,18	0,04	E

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	94,9996	13,5714	22,32	0,000 ***
Erreur	16	9,7668	0,6104		
Total	23	104,7664			

Annexe 6

La teneur en Zinc (Zn)

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives: S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	Ecart-Type	Gr
S3	9,29	0,59	A
S2	8,65	0,47	B
S1	8,63	0,59	B
S6	8,33	0,45	C
S4	7,42	0,55	D
S7	7,53	0,70	D
S5	7,53	0,70	E
ST	1,05	0,14	F

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé : S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	143,063	20,438	59,03	0,000 ***
Erreur	16	5,539	0,346		
Total	23	148,602			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
S2	15,70	0,61	A
S4	15,01	1,13	B
S5	12,75	0,73	D
S1	12,70	0,61	D
S7	11,93	0,68	C
S6	11,51	0,43	C
S3	11,42	0,53	c
ST	0,95	0,10	E

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	436,510	62,359	14,92	0,000 ***
Erreur	16	6,839	0,427		
Total	23	443,349			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
S4	8,46	0,44	A
S5	7,99	0,98	A
S7	7,73	0,53	A
S2	7,72	2,30	A
S1	7,18	0,87	A
S3	6,76	1,59	A
S6	6,68	0,77	A
ST	0,89	0,12	B

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	122,411	17,487	13,10	0,000 ***
Erreur	16	21,352	1,334		
Total	23	143,763			

Annexe 7

La teneur en Cuivre (Cu)

1. platane à feuilles d'érable (*Platanus acerifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	Ecart-Type	Gr
S6	3,50	0,25	A
S3	3,28	0,06	AB
S4	3,21	0,10	A
S7	3,09	0,23	A
S2	2,92	0,87	AB
S5	2,67	0,13	A
S1	2,46	0,40	A
ST	0,09	0,08	C

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	23,0344	3,2906	24,10	0,000 ***
Erreur	16	2,1839	0,1365		
Total	23	25,2183			

2. casuarina (*Casuarina equisetifolia*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
S2	3,15	0,25	A
S7	2,94	0,53	A
S4	2,16	0,87	B
S3	2,13	0,50	B
S6	2,08	0,12	B
S5	1,97	0,33	B
S1	1,89	0,58	C
ST	0,72	0,44	D

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	11,2609	1,6087	6,28	0,000 ***
Erreur	16	4,0971	0,2561		
Total	23	15,358			

3. caroubier (*Ceratonia siliqua*)

Statistiques descriptives : S1; S2; S2; S3; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; ST

Variable	Moyenne	EcartType	Gr
S2	4,71	0,42	A
S5	4,07	0,55	B
S6	3,76	0,50	BC
S4	3,67	1,38	B
S3	3,57	0,54	BC
S1	3,56	0,56	BC
S7	2,54	1,84	C
ST	0,52	0,48	D

Gr : groupe

Les sites suivis par les mêmes lettres non significatif (ns), $P < 0,001$ (ANOVA et test Newman-Keuls).

- ANOVA à un facteur contrôlé: S1; S2; S3; S4; S5; S6; S7; ST

Source	DL	SC	CM	F	P
Facteur	7	34,1735	4,8819	5,66	0,000 ***
Erreur	16	13,7863	0,8616		
Total	23	47,9598			

Résumé

Pour évaluer l'impact de la pollution atmosphérique par les métaux lourds (plomb, zinc et cuivre) issus du trafic routier en milieu urbain, le platane à feuille d'érable (*Platanus acerifolia*), le casuarina (*Casuarina equisetifolia*) et le caroubier (*Ceratonia siliqua*), ont été utilisées respectivement dans la ville de Saida, Mascara et Sidi Bel Abbès. La teneur en eau (TE), le rapport matière fraîche/matière (MF/MS), la teneur en chlorophylle *a* et *b*, la surface foliaire, la masse surfacique foliaire (LMA) et la teneur en plomb, zinc et cuivre dans les feuilles prélevées sur des arbres situés en milieu urbain à proximités des routes et sur des arbres éloignés de toute sources de contamination par les métaux lourds, ont été étudiées pour les trois espèces.

Les résultats obtenus, montrent des faibles teneurs en eau, en (MF/MS), en surface foliaire, en (LMA) et en chlorophylle *a* et *b* dans les feuilles des arbres situés en milieu urbain. Cependant, les maximum valeurs en teneurs en eau, en (MF/MS), en surface foliaire, en (LMA) et en chlorophylle *a* et *b*, ont été enregistrées dans les feuilles des arbres témoins. Ainsi, les maximums concentrations en plomb, zinc et cuivre, ont été enregistrés dans les sites urbains et les faibles concentrations ont été enregistrées dans les sites témoins.

Les résultats de l'étude de la corrélation entre les paramètres étudiés (TE, LMA, surface foliaire, Chlorophylle *a+b*) et la teneur en Pb, Zn et Cu, ont montré des corrélation significativement négatifs. Ces résultats ont permis de mettre en évidence l'impact la pollution atmosphérique par les métaux lourds induite par le trafic routier sur les espèces végétales en milieu urbain.

Mots clés : impact, pollution atmosphérique, plomb, trafic routier, casuarina, Mascara.

الخلاصة

تقييم تأثير تلوث الهواء بواسطة المعادن الثقيلة (الرصاص، الزنك والنحاس) الناتجة عن حركة المرور في المناطق الحضرية، تم استعمال كل من أوراق شجرة قاب، الكازوارينا والخروب داخل مدينة سعيدة، معسكر وسبدي بلعاس، كما تم أخذ الأوراق لنفس الأشجار متواجدة في أماكن بعيدة عن كل مصدر لتلوث بالنفس للمعادن.

تم دراسة كل من كمية الماء في الأوراق، نسبة وزن الأوراق الرطبة على وزن الأوراق الجافة، مساحة الأوراق، تركيز الكلوروفيل أ و ب في الأوراق كذا الوزن المساحي للورقة. كما تم أيضا دراسة تركيز كل من الرصاص، الزنك والنحاس في الأوراق. أظهرت النتائج أن كل من كمية الماء في الأوراق، نسبة وزن الأوراق الرطبة على وزن الأوراق الجافة، مساحة الأوراق، تركيز الكلوروفيل أ و ب في الأوراق وكذا الوزن المساحي للورقة، كانت جد منخفضة في الأوراق المؤخدة من داخل المدن مقارنة مع الأوراق التي أخذت بعدة عن كل مصدر التلوث والتي أظهرت النتائج مرتفعة لنفس الخصائص المدروسة. كما بينت النتائج أيضا أن تركيز الرصاص الزنك والنحاس كان عالي جدا في الأوراق المؤخدة قرب الطرقات داخل المدن الثلاثة، أما الأوراق المؤخدة من أماكن بعيدة عن مصادر التلوث فقد بينت اضعف تركيز جد منخفض لنفس المعادن. أظهرت النتائج أيضا عن وجود علاقة تناسب عكسية بين كل من كل من كمية الماء في الأوراق، نسبة وزن الأوراق الرطبة على وزن الأوراق الجافة، مساحة الأوراق، تركيز الكلوروفيل أ و ب في الأوراق كذا الوزن المساحي للورقة وكذا تركيز كل من الرصاص، الزنك والنحاس في الأوراق، أي كلما زاد تركيز الرصاص، الزنك والنحاس في الأوراق، انخفض بل امقابل كل من كل من كمية الماء في الأوراق، نسبة وزن الأوراق الرطبة على وزن الأوراق الجافة، مساحة الأوراق، تركيز الكلوروفيل أ و ب في الأوراق وكذا الوزن المساحي للورقة بل تنصير إلى نتائج هذه الدراسة نستخلص أن حركة المرور تشارت سلبا على صحة النباتات المتواجدة قرب الطرقات داخل المدن.

كلمات مفتاحية: تلوث الهواء، حركة المرور، الرصاص، الكازوارينا، معسكر.

Summary

To assess the impact of air pollution by heavy metals (lead, zinc and copper) from road traffic in urban areas, sycamore maple leaf (*Platanus acerifolia*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*) and carob (*Ceratonia siliqua*) were used respectively in the city of Saida, Mascara and Sidi Bel Abbès. Water content (TE), the ratio fresh material / material (MF / MS), chlorophyll *a* and *b*, leaf area, leaf mass per unit area (LMA) and the content of lead, zinc and copper in leaves taken from trees in urban areas in the vicinity of roads and trees away from any sources of contamination by heavy metals have been studied for three species.

The results show low levels of water, (MF / MS), leaf area in (LMA) and chlorophyll *a* and *b* in the leaves of trees in urban areas. However, the maximum water content values in (MF / MS), leaf area in (LMA) and chlorophyll *a* and *b*, were recorded in the leaves of control trees. Thus, the maximum concentrations of lead, zinc and copper were recorded in urban sites and low concentrations were recorded in the control sites.

The results of the study of the correlation between the parameters studied (TE, LMA, leaf area, chlorophyll *ab*) and the content of Pb, Zn and Cu showed significantly negative correlation. These results allowed to highlight the impact of air pollution by heavy metals induced traffic on plant species in the urbains areas.

Keywords: impact, air pollution, road traffic, lead, casuarina, Mascara.