

THÈSE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : **Biotechnologies végétale et microbienne, Biodiversité et Environnement**

Structure de Recherche : **Equipe de Botanique**

Discipline : **Biologie**

Spécialité : **Ecologie et Environnement**

Présentée et soutenue le 03/12/2020 par :

Ghita EL RHZAoui

Le titre de la thèse

Bio surveillance de la pollution atmosphérique des métaux lourds dans la zone côtière Mohammedia – Kénitra (Maroc) par les lichens épiphytes

Devant le jury

Mme Fatima Ezzahra El ALAOUI-FARIS	PES	Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat	Présidente
Mme Hikmat TAHIRI	PES	Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat	Directeur de thèse
Mme Rachida HASSIKOU	PES	Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat	Rapporteur/Examineur
Mme Imane WAHBI	PH	Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat	Rapporteur/Examineur
M. Abdellatif HAFIDI	PES	Faculté des Sciences Semlalia, Université Cadi Ayyad de Marrakech	Rapporteur/Examineur
M. Abdelali CHRAIBI	PES	Faculté des Sciences Semlalia, Université Cadi Ayyad de Marrakech	Examineur

Année universitaire : **2020/2021**

Dédicaces

Au nom de Dieu je dédie ce

modeste travail :

À ma famille,

À tous mes enseignant(e)s,

mes amies et collègues.

Avant-propos

Ce travail a été réalisé à la Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat, Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques. Je tiens avant tout à adresser mes vifs remerciements à tous les membres de cette Institution : Professeurs, Responsables, Encadrants et Personnels, qui sont, sans doute, responsables dans l'aboutissement de ce travail de thèse. Ce dernier étant le résultat de plusieurs mois de recherche, de formation et d'apprentissage, durant lesquels j'étais accompagnée par toutes ces personnes formidables sans lesquelles ce projet n'aurait jamais pu aboutir.

En premier lieu, je tiens à remercier Madame **Hikmat TAHIRI**, mon encadrante, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques au Département de Biologie, de m'avoir accueillie au sein de son honorable équipe en tant que doctorante-chercheur et de m'avoir donnée l'opportunité de réaliser ce projet qui me tenait à cœur. Aussi, pour m'avoir appuyée durant toutes les étapes de ce projet de recherche y compris dans sa phase cruciale de synthèse et de rédaction. Qu'elle trouve ici toute ma sympathie.

Je remercie sincèrement Madame **Fatima Ezzahra EL ALAOUI-FARIS**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques au Département de Biologie, d'avoir accepté de m'honorer en présidant le jury de ma thèse. Qu'il me soit permis d'exprimer ma gratitude pour l'intérêt exceptionnel qu'elle accorde aux jeunes chercheurs et à la recherche scientifique.

Je remercie Madame **Rachida HASSIKOU**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques au Département de Biologie, pour avoir accepté d'être Rapporteur/Examinateur et membre de Jury de cette thèse, en dépit de ses nombreuses occupations liées à son poste de responsabilité, qu'elle ait l'expression de ma profonde reconnaissance

Je tiens à remercier Madame **Imane WAHBI**, Professeur Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques au Département de Biologie, pour avoir accepté d'être **Rapporteur/Examinateur** et membre de Jury de cette thèse.

Mes vifs remerciements sont aussi adressés à Monsieur **Abdellatif HAFIDI**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences Semlalia, Université Cadi Ayyad-Marrakech, du Département de Biologie, pour avoir accepté d'être **Rapporteur/Examinateur** et membre de Jury de cette thèse, qu'il ait l'expression de ma profonde reconnaissance.

Avant de terminer, je voudrais remercier chaleureusement Monsieur **Abdelali CHRAIBI**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences Semlalia, du Département de la Biologie, Université Cadi Ayyad-Marrakech, pour avoir accepté d'examiner ce travail malgré ses multiples occupations.

Mes sincères remerciements Monsieur **Hassan HBID**, Président de l'Université Cadi Ayyad pour l'intérêt suscité à mon travail et d'avoir pris la peine d'assister à ma soutenance de thèse. Veuillez trouver, Monsieur le Président l'expression de ma très haute considération et ma profonde gratitude.

Mes respectueux hommages à Monsieur **Ahmed YAHYAOU**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences, Université Mohammed V de Rabat, qui a accepté de m'inscrire à l'UFR « Biodiversité et Aquaculture ».

Mes vifs remerciements vont également à Monsieur **Mustapha ARAHOU**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat et responsable de l'Equipe de Botanique et Valorisation des Ressources Végétales et Fongiques, et Madame **Fatima WARIAGHLI**, Professeur à la Faculté des Sciences de Rabat, Laboratoire de Biodiversité, Ecologie et Génome.

Aussi, je tiens à exprimer ma reconnaissance envers l'Equipe des enseignants-chercheurs de la Faculté de Pharmacie de Complutense de Madrid en particulier Monsieur **Pradeep Kumar DIVAKAR**, Madame **Ana CRESPO DE LAS CASAS** et Madame **Ruth DEL PRADO** pour m'avoir accueillie au sein de leur unité et pour l'aide et toutes les facilités mises à ma disposition pour le bon déroulement de mon travail.

Mes remerciements vont aussi à l'équipe de Centre National de Recherche Scientifique et Technique de Rabat qui ont collaboré activement pour réaliser une partie de ce travail.

De nombreuses personnes soit des **membres de certaines institutions ou bien des propres amies** m'ont apporté une aide précieuse lors de la réalisation de ce travail, elles sont nombreuses pour être toutes citées ici, j'espère qu'elles se reconnaîtront elles-mêmes à travers mes sincères remerciements que je leur adresse chacune à son nom.

Principales publications scientifiques

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A., Tahiri H., El Alaoui-Faris F.Z. & Khellouki R. 2019. Spatial Mapping of Heavy Metals Using Lichen Bioaccumulation Capacity to Assess Air Contamination in Morocco. *Cryptogam Biodiversity and Assessment*. DOI : 10.21756/cab.v4i2.00.

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A., Tahiri H. & El Alaoui-Faris F.Z. 2016. Contribution to the epiphytic lichens inventory in the township A of Maamora forest. *International Journal of Advanced Research in Engineering and Management*. 53-57.

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A. & Tahiri H. 2015a. Biomonitoring of air pollutants by using lichens *Evernia prunastri* in areas between Kenitra and Mohammedia cities in Morocco. *Lazaroa*. 36, 21-30.

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A., Tahiri H. & El Alaoui-Faris F.Z. 2015b. *Xanthoria parietina* as a biomonitor of airborne heavy metal pollution in forest sites in the North East of Morocco. *Lazaroa*. 36, 31-41.

Résumé

Le recensement de la flore lichénique dans une partie du terroir des Auteurs appartenant au canton A de la forêt de la Maâmora a mis en exergue une richesse lichénique fragilisée. On note l'effet du déliègeage du chêne liège qui empêche toute colonisation d'une flore cryptogamique aussi riche que méconnue. Par ailleurs, l'indication écologique s'avère un outil pertinent pour éco-diagnostiquer la qualité de l'air à travers des indices tels que l'indice de pureté atmosphérique. Pour ce qui est des techniques de bio-surveillance passive par accumulation, les analyses du Fe, Pb, Zn, Cu et Cr ont démontré que la région de Sidi Yahya El Gharb est la zone la plus contaminée suivie par les régions de Kenitra et Mohammedia et que les lichens choisis possèdent un fort potentiel bio accumulateur de métaux lourds. La comparaison des résultats de la spectrométrie d'émission à plasma inductif et ceux du microscope électronique à balayage montrent que les deux procédés sont complémentaires pour la caractérisation métallique par les lichens épiphytes. En outre, l'utilisation du Système d'Information Géographique (SIG) s'avère un outil performant pour caractériser la santé environnementale et l'interpolation en est une approche fiable. Dans notre cas, l'interpolation a mis en évidence que les zones urbaines et même les zones hors périmètres urbains sont fortement touchées par la pollution plombique, surtout au niveau de Kenitra, Sidi Yahya El Gharb, Rabat et Bouznika. Les cartes monométalliques ont montré que les routes nationales N1 et N4 connaissent un trafic intense d'où l'urgence d'y intervenir pour remédier à ce problème de contamination plombique. Le trafic automobile, la forte anthropisation et l'activité industrielle intense au niveau des villes de Kenitra, Rabat et Mohammedia et leurs périphéries ne font que dégrader la qualité de l'air et impacter les autres zones. La bio-surveillance par les lichens évalue les effets biologiques des altérations de l'environnement. D'où l'intérêt de son intégration aux méthodologies d'évaluation des risques sanitaires et écologiques.

Mots clés : Recensement, Flore lichénique, Biosurveillance, Métaux lourds, Interpolation.

Abstract

The census of the lichenic flora in a part of the Ameurs area belonging to the canton A of the Maâmora forest has highlighted a fragile lichenic richness. We note the effect of the deliegging of the oak cork which prevents any colonization of a cryptogamic flora as rich as unknown. In addition, the ecological indication proves to be a relevant tool for eco-diagnosis of air quality through indices such as the atmospheric purity index. With regard to passive bio-monitoring techniques by accumulation, analysis of Fe, Pb, Zn, Cu and Cr have shown that the region of Sidi Yahya El Gharb is the most contaminated zone followed by the regions of Kenitra and Mohammedia and that the lichens selected have a high bio-accumulative potential for heavy metals. The comparison of the results of the inductively coupled plasma emission spectrometry and the scanning electron microscope show that the two processes are complementary for the metallic characterization by epiphytic lichens. In addition, the use of Geographic Information System (GIS) is a powerful tool for characterizing environmental health and interpolation is a reliable approach. In our case, the interpolation has shown that urban areas and even areas outside urban perimeters are strongly affected by lead pollution, especially in Kenitra, Sidi Yahya El Gharb, Rabat and Bouznika. The monometallic maps have shown that the N1 and N4 national roads are heavily trafficked, hence the urgency to remedy this problem of lead contamination. Traffic, high anthropization and intense industrial activities in the cities of Kenitra, Rabat and Mohammedia impact other peripheries areas. Lichen bio-monitoring assesses the biological effects of environmental alterations. Hence the interest of its integration into methodologies for the evaluation of health and ecological risks.

Keywords: Inventory, Lichenic flora, Biomonitoring, Heavy metals, Interpolation.

Sommaire

INTRODUCTION GENERALE	1
CHAPITRE I : ETUDE DOCUMENTAIRE	6
I. Introduction	7
II. Principaux polluants et leurs sources	8
1. Polluants primaires	8
a. Monoxyde de carbone	8
b. Dioxyde de soufre	9
c. Oxydes d'azote	9
d. Composés organiques volatils	9
e. Particules primaires	10
f. Métaux lourds	11
2. Polluants secondaires	12
a. Particules secondaires	12
b. Ozone	13
III. Transfert et stockage de contaminants dans l'atmosphère	14
IV. Pollution atmosphérique au Maroc	15
V. Réglementations de la surveillance de la pollution atmosphérique	16
1. Réglementations Internationales	16
2. Réglementations nationales	17
VI. Bio-surveillance	19
1. Différents concepts de bio-surveillance	21
a. Bio-surveillance sensible	21
b. Bio-surveillance par accumulation	21
2. Types d'organismes utilisés dans la bio-surveillance	22

a. Mousses -----	23
b. Lichens -----	23
c. Végétaux supérieurs -----	25
3. Bioaccumulation des métaux lourds dans les lichens -----	25
4. Mécanismes d'accumulation des métaux lourds -----	26
a. Piégeage particulaire -----	26
b. Adsorption extracellulaire -----	26
c. Absorption intracellulaire -----	27
d. Désorption -----	27
5. Facteurs influençant l'accumulation des métaux lourds -----	27
 CHAPITRE II : DIVERSITE LICHENIQUE DANS LA FORET DE LA MAAMORA ET BIO-ESTIMATION DE LA CONTAMINATION ATMOSPHERIQUE SUR L'AXE ENTRE KENITRA ET MOHAMMADIA -----	29
I. Introduction -----	30
II. Matériel et Méthodes -----	35
1. Sites de prélèvement des lichens étudiés -----	35
2. Collecte et identification des espèces lichéniques -----	37
3. Indice de pureté atmosphérique (IPA) -----	39
III. Résultats et discussion -----	39
1. Diversité lichénique dans le canton A de la forêt de la Maâmora -----	39
2. Diversité lichénique et indice de pureté atmosphérique -----	44
IV. Conclusion -----	48
 CHAPITRE III : BIOACCUMULATION DES METAUX LOURDS PAR LES LICHENS -----	49
I. Introduction -----	50
II. Matériel et méthodes -----	54
1. Choix de sites -----	54

2. Données climatiques -----	55
3. Description des matrices biologiques-----	56
4. Détermination des métaux lourds par la spectrométrie d'émission à plasma inductif -----	58
5. Détermination des métaux lourds par Absorption Atomique -----	58
6. Analyse par Microscopie Electronique à Balayage (MEB) -----	59
III. Résultats et discussion -----	60
1. Imprégnation de Xanthoria parietina -----	60
2. Analyse statistique des résultats de la spectrométrie d'émission à plasma inductif -----	64
3. Imprégnation d'Evernia prunastri -----	65
4. Microscopie Electronique à Balayage (MEB)-----	68
IV. Corrélation entre les teneurs de métaux lourds déterminées par spectrométrie d'absorption atomique et les indices de pureté atmosphérique-----	73
V. Conclusion -----	77
CHAPITRE IV : MODELISATION ET INTERPOLATION SPATIALE POUR LA CARTOGRAPHIE LICHENIQUE DES TENEURS DE METAUX LOURDS -----	79
I. Introduction-----	80
1. Systèmes d'Information Géographique (SIG)-----	80
2. Interpolation spatiale-----	80
II. Matériel et méthodes-----	83
III. Résultats et discussion -----	88
IV. Conclusion -----	92
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES-----	94
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES -----	100

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Présentation schématique des organismes utilisés dans la bio-surveillance par Rzepka & Cuny (2008).	23
Figure 2 : Situation du canton A de la forêt de la Maâmora.	36
Figure 3 : Répartition des lichens échantillonnés en pourcentage selon le type de thalle dans le canton A de la forêt de la Maâmora.	40
Figure 4 : Sites de prélèvement des lichens.	54
Figure 5 : Thalle de <i>Xanthoria parietina</i>	57
Figure 6 : Thalle d' <i>Evernia prunastri</i>	58
Figure 7 : Spectromètre d'absorption atomique Perkin Elmer GFAAS SIMAA de l'Institut National d'Hygiène de Rabat.	59
Figure 8 : Dendrogramme des groupes hiérarchiques en fonction de l'indice de Gower des sites I1 à I9.	65
Figure 9 : Spectres EDS des particules piégées à la surface de <i>X. parietina</i> , au niveau des 9 sites étudiés : sites I1 à I4.	71
Figure 10 : Spectres EDS des particules piégées à la surface de <i>X. parietina</i> , au niveau des 9 sites étudiés : sites I5 à I8.	72
Figure 11 : Spectres EDS des particules piégées à la surface de <i>X. parietina</i> , au niveau des 9 sites étudiés : site 9.	73
Figure 12 : Graphe de cercle de corrélation.	75
Figure 13 : Analyse factorielle des sites en fonction des concentrations des métaux lourds analysés.	76
Figure 14 : Implémentation des données Excel dans l'ArcMap.	86
Figure 16 : Sélection du paramètre interpolation dans la boîte à outils de l'ArcMap.	87
Figure 15 : Traitement des données avec leur identifiant interne dans l'ArcMap.	86

Figure 17 : Carte monométallique pour la caractérisation du Zn.....	87
Figure 18 : Carte monométallique pour la caractérisation du Fe.	88
Figure 19 : Carte monométallique pour la caractérisation du Pb.	88
Figure 20 : Carte monométallique pour la caractérisation du Cu.	89
Figure 21 : Carte monométallique pour la caractérisation du Cr.	89
Figure 22 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Pb.....	91
Figure 23 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Cr.....	91
Figure 24 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Cu.	91
Figure 25 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Fe.....	91
Figure 26 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Zn.	91

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Sites de prélèvement des lichens pour le calcul de l'indice de pureté atmosphérique.	37
Tableau 2 : Liste des espèces lichéniques épiphytes recensées dans le canton A de la forêt de la Mâamora classées par familles.....	42
Tableau 3 : Fréquences moyennes des espèces lichéniques dans les différentes stations d'étude.	45
Tableau 4 : Indices de pureté atmosphériques des différentes stations.....	46
Tableau 5 : Echelle de pureté atmosphérique (Rouidi, 1999) modifiée par Fadel et <i>al.</i> (2009).	47
Tableau 6 : Exemples d'espèces lichéniques utilisées dans les études récentes de bio-surveillance des métaux lourds (Rzepka & Cuny, 2008).	51
Tableau 7 : Coordonnées géographiques des sites étudiés.....	55
Tableau 8 : Teneurs des métaux lourds chez <i>Xanthoria parietina</i> en mg/kg.....	61
Tableau 9 : Corrélations entre les différents éléments analysés.....	63
Tableau 10 : Matrice de corrélation de Pearson entre les teneurs des différents métaux lourds analysés.	64
Tableau 11 : Concentrations des métaux lourds en µg/g dans les échantillons d' <i>Evernia prunastri</i>	66
Tableau 12 : Pourcentage des métaux lourds à la surface du thalle de <i>Xanthoria parietina</i> estimées par la technique MEB-EDS.	69
Tableau 13 : Matrice de corrélation entre les teneurs des métaux lourds déterminées par absorption atomique et les indices de pureté atmosphériques.....	73
Tableau 14 : Concentrations en mg/kg des métaux lourds dans les 20 sites étudiés.	84
Tableau 15 : Sites choisis et leurs coordonnées X et Y.	85

INTRODUCTION GENERALE

Avec la croissance économique incessante, l'urbanisation et l'industrialisation croissantes, la contamination de l'environnement a atteint des niveaux alarmants. Pour parvenir à un développement économique durable, la surveillance et l'éradication des problèmes environnementaux doivent constituer une préoccupation majeure des décideurs politiques. Les questions prioritaires sont la surveillance de la qualité de l'air, de l'eau, du sol et la déforestation.

La pollution atmosphérique est un problème particulièrement préoccupant dans les zones urbaines, industrialisées et densément peuplées. Cette forme de pollution est devenue de plus en plus complexe, constituant un véritable « cocktail » dont il est nécessaire de connaître les effets sur l'environnement et la santé (Cuny et *al.*, 2012). Le processus de combustion produit un mélange de polluants dont le soufre gazeux et les composés azotés avec de fortes concentrations de métaux lourds, de composés organiques et autres. Cette pollution atmosphérique constitue une menace majeure pour la santé humaine et pour l'équilibre des écosystèmes.

L'essor économique enregistré ces dernières années à travers l'ensemble du royaume et qui a hissé notre pays au premier rang en matière de compétitivité au niveau de l'ensemble des pays d'Afrique du Nord, s'est accompagné d'une industrialisation croissante notamment au niveau des régions côtières atlantiques s'étendant de Tanger à Agadir. Cette croissance industrielle n'a pas été sans conséquences sur l'environnement en termes de pollution de l'air, de l'eau et des sols (Croitoru & Sarraf, 2017).

Selon la note de conjoncture énergétique du rapport du Ministère de l'Energie des Mines et de l'Environnement (2019), les importations de pétrole ont quintuplé durant la dernière décennie passant d'environ 5 millions de tonnes en 2010 à 25 millions de tonnes en 2019, avec une amplification de la consommation des combustibles dans les centrales thermiques, soit près de +13,5 %, et le développement de l'industrie du raffinage, des centres de réception des produits raffinés et des capacités de stockage dans différentes régions du Royaume (source : www.mem.gov.ma).

Cette forte consommation impacte directement et indirectement les niveaux de pollution dans notre pays. La pollution générée par la combustion des carburants fossiles est connue pour ses effets néfastes sur la santé humaine et sur l'environnement. Différentes activités industrielles : cimenteries, aciéries, etc., qui ont également connues une forte croissance durant la dernière décennie génèrent également une forte pollution.

Cette pollution impacte significativement la santé humaine, en raison de l'exposition aux particules fines en suspension dans l'air. Elle s'avère la cause principale des décès prématurés et des cas de morbidité chez les adultes par des cardiopathies ischémiques, accident vasculaire cérébral, cancer du poumon, broncho-pneumopathie chronique obstructive, etc. ; ainsi que chez les enfants cas des infections respiratoires aiguës des voies inférieures. Le coût total lié à la pollution de l'air au Maroc est évalué à 9,7 millions de dirhams soit 1,05 % du PIB (Croitoru & Sarraf, 2017).

Malgré l'adhésion de notre pays à plusieurs conventions internationales, le suivi et le contrôle de l'impact de cette industrialisation sur l'environnement restent incomplets et fragmentaires. La mobilisation des chercheurs pour des études d'impact et à travers la mise au point de méthodes simples et efficaces d'évaluation des niveaux de pollution est à encourager.

Différentes méthodes de dosage et de suivi des contaminants ont été développées par les scientifiques. Les déterminations physicochimiques sont souvent onéreuses et ne permettent qu'une évaluation ponctuelle des niveaux des contaminants polluants. Les méthodes dites de bio-surveillance utilisant des organismes vivants pour l'évaluation de l'impact de la pollution sur les écosystèmes permettent une approche plus globale. Une méthode qui a fait ses preuves dans de nombreux domaines d'application et apporte des informations fondamentales sur les impacts de la qualité de l'air. Elle intègre quatre concepts : l'utilisation de bio-marqueurs, la bio-indication, la bio-intégration et la bioaccumulation. Ces quatre concepts s'articulent selon les niveaux d'organisation biologique, ce qui relie sur le plan fondamental la bio-surveillance à l'éco-toxicologie (Cuny, 2012)

En effet, les conséquences combinées de plusieurs polluants ne peuvent être approchées que par l'étude de leur impact sur des organismes vivants. Ces espèces sensibles ou bio-accumulatrices peuvent nous renseigner sur la sévérité de la pollution et même sur l'historique des émissions polluantes. Des cartographies spatio-temporelles des niveaux et des types de pollutions peuvent ainsi être établies. L'association symbiotique d'algues et des champignons dans les lichens entraîne non seulement une sensibilité à une gamme de facteurs environnementaux, mais les rend également physiologiquement adaptés et chimiquement diversifiés pour lutter contre divers stress environnementaux abiotiques et biotiques. La biochimie et la physiologie uniques des lichens expliquent leur adaptation à des climats même les plus extrêmes.

Les lichens sont connus depuis longtemps comme des bio-indicateurs de la pollution atmosphérique et diverses études ont exploré le potentiel de bio-surveillance de différentes espèces de lichens. De nombreuses études sur la pollution atmosphérique démontrent la possibilité d'utilisation de techniques de bio-surveillances basées sur les lichens, pour mesurer l'exposition des écosystèmes terrestres aux métaux traces ou à divers composés organiques tels que les PCB (polychlorobiphényles), les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) ou les dioxines en utilisant leur qualité de bio-accumulateurs de polluants atmosphériques (Shukla et *al.*, 2013).

Les changements occasionnés à ces espèces peuvent être efficacement utilisés comme des signaux d'alerte précoce pour détecter les changements environnementaux. L'avantage de l'utilisation des espèces bio-indicatrices réside dans la possibilité de surveillance de plusieurs sites et à faible coût. En plus, leur réaction reflète les effets de l'intégration des polluants dont l'impact se manifeste sur des longues périodes. Ainsi, les lichens se présentent comme des outils de bio-surveillance efficaces, car ils absorbent directement les substances présentes dans l'air et y sont sensibles. De plus, la diversité lichénique est utilisée comme un indicateur pour surveiller les effets de la pollution de l'air dans les zones urbaines ou industrielles (Dron et *al.*, 2016). La pollution de l'air modifie les communautés de lichens, qui se traduit, selon la nature et la concentration des polluants, par un appauvrissement en termes de richesse et d'abondance (Llopi et *al.*, 2012)

Sous le même prisme, la cartographie des espèces de lichens présentes dans une zone, la transplantation des lichens sains et la mesure de la détérioration du thalle, l'évaluation des contaminants accumulés dans les thalles des lichens constituent autant de méthodes à même de fournir des renseignements précieux sur les niveaux et la nature de la pollution dans une zone donnée (Paoli et *al.*, 2015).

Récemment, des protocoles standardisés ont été adoptés en Europe et en Amérique, garantissant l'authenticité et la reproductibilité des données de la bio-surveillance environnementale à base de lichens. Ces méthodes normalisées d'évaluation de la diversité des lichens non seulement authentifient les approches classiques des changements de la diversité des lichens liés à l'écologie et à la qualité de l'air, mais permettent également d'approcher les changements climatiques et les modifications anthropiques des paysages.

La bio-surveillance par les lichens ouvre donc la voie à une surveillance plus large, écologique et économique qui prend en compte plusieurs paramètres notamment ceux relevant des changements climatiques et de leurs effets à moyen et à long terme sur les organismes. Le développement des techniques simples d'évaluation de la pollution de l'air est à encourager fortement surtout au niveau des pays émergents comme le Maroc.

Notre travail qui s'inscrit dans cette perspective a pour objectif principal d'identifier les espèces lichéniques les plus prometteuses pour l'évaluation et le suivi de la pollution atmosphérique, de déterminer les zones les plus contaminées, les éléments chimiques contaminants et la possibilité de la mise au point d'une méthode de bio-surveillance à base de lichens dans notre pays.

D'une manière plus spécifique, notre travail vise à répondre à trois questions principales :

- Quel est le niveau de contamination métallique dans les différentes zones étudiées ?
- Les méthodes basées sur la diversité lichénique sont-elles fiables pour évaluer la salubrité de l'air ?
- Les méthodes éco-biologiques et les analyses physico-chimiques sont-elles complémentaires pour la bio-surveillance de la qualité de l'air ?

Ainsi, les principaux volets de ce travail de thèse auront pour objectifs :

- Une contribution au recensement des lichens d'une partie du canton A de la forêt de la Maâmora ;
- La caractérisation biologique de la pollution par l'étude des lichens épiphytes et par l'indice de pureté atmosphérique ;
- La caractérisation physico-chimique de la pollution métallique par la spectrométrie d'absorption atomique et la spectrométrie d'émission à plasma inductif ;
- L'étude des dépôts de métaux lourds sur les lichens par la microscopie électronique à balayage ;
- La caractérisation de la pollution atmosphérique par l'interpolation spatiale.

Les résultats de notre contribution seront présentés sous formes d'articles publiés.

CHAPITRE I : ETUDE DOCUMENTAIRE

I. Introduction

L'atmosphère est la fine couche gazeuse qui entoure la croûte terrestre. Elle se différencie en de nombreuses strates couvrant ainsi plus de 1000 kilomètres d'épaisseur au dessus de la surface de la Terre. D'un point de vue composition chimique, l'atmosphère est formée principalement d'azote soit 78 % et 21 % d'oxygène auxquels s'ajoutent des gaz rares : Argon, Néon, Hélium, etc. Les basses couches de l'atmosphère sont riches en vapeur d'eau et dioxyde de carbone.

En plus faibles quantités, on y trouve d'autres éléments tels que SO₂, O₃, NH₃, NO₂, NO₃, et CO. De nos jours, l'atmosphère est devenue une décharge pour différentes substances physiques, chimiques ou biologiques résultant d'activités anthropiques variées (Agnan et *al.*, 2013).

Selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), la pollution atmosphérique est définie comme étant la contamination de l'environnement intérieur ou extérieur par un agent chimique, physique ou biologique qui modifie les caractéristiques naturelles de l'atmosphère. Ainsi, les appareils utilisés pour la combustion au sein des foyers, les véhicules automobiles, les établissements industriels sont des sources de pollution atmosphérique.

Les polluants atmosphériques sont générés à partir de deux types de sources. Les uns ont une origine anthropique tandis que les autres sont biogéniques (Serbula et *al.*, 2017). Les sources biogéniques sont associées aux émissions d'origines naturelles liées à la biosphère alors que celles anthropiques sont dues à l'activité humaine. Cette dernière se subdivise en différentes catégories, celles relevant des secteurs industriel et agricole auxquelles s'ajoutent les polluants d'origine résidentielle et en dernier les polluants liés au transport.

Au cours des dernières années, le problème de la pollution atmosphérique et ses effets sur la santé humaine, la santé animale et notre écosystème entier ont constitué une préoccupation majeure des responsables environnementaux du fait de l'évolution et de la diversification des différentes sources de pollution de l'atmosphère (Kampa & Castanas, 2008). En effet, la pollution atmosphérique résulte d'un mélange diversifié de substances : des gaz, par exemple l'ozone troposphérique, le monoxyde de carbone, les oxydes de soufre et d'azote, les composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques ; les métaux toxiques comme le vanadium, le plomb, le nickel, le cuivre, le manganèse, le chrome, le zinc et le fer ; ainsi que des matières particulaires (Craig et *al.*, 2008).

Ces polluants atmosphériques peuvent conduire à la détérioration de la santé humaine, à la dégradation des habitats et à la diminution de la productivité agricole. Les risques associés à ces substances varient en fonction de leur composition chimique, leur réactivité, leur source d'émission, leur persistance dans l'environnement, leur toxicité et leur capacité à être transporter vers des endroits éloignés de leurs sources d'émission (Frank et *al.*, 2015).

Face à ces nouveaux enjeux, plusieurs méthodes ont été développées pour le suivi et la quantification des polluants et pour l'évaluation de la qualité de l'air. En complément des techniques physico-chimiques, la bio-surveillance avec ses quatre concepts : la bio-intégration, la bio-indication, l'utilisation des bio-marqueurs et la bioaccumulation, ont fait l'objet de très nombreuses applications afin de caractériser les effets des polluants atmosphériques à différents niveaux d'organisation biologique (Cuny, 2012).

II. Principaux polluants et leurs sources

Les principaux polluants atmosphériques se classent en deux grandes catégories bien distinctes : les polluants primaires et les polluants secondaires (Agnan et *al.*, 2013). Certains polluants comme le dioxyde d'azote et les particules sont considérés à la fois comme des polluants primaires et secondaires.

1. Polluants primaires

Ils sont directement issus des sources de pollution telles que le trafic routier, les industries, le chauffage et l'agriculture.

a. Monoxyde de carbone

Le monoxyde de carbone : CO, est un gaz inodore, incolore et inflammable. Le CO se forme lors des combustions incomplètes. Le trafic routier est responsable de la plus grande partie des émissions de monoxyde de carbone, suivi des procédés industriels et la combustion de la biomasse (Amichi et *al.*, 2017). Le CO favorise la formation d'ozone en basse altitude. Aussi, le CO se fixe sur l'hémoglobine et entrave l'oxygénation des tissus de l'organisme. A des niveaux élevés, le CO favorise les infarctus dus à des pathologies cardio-vasculaires et provoque aussi des atteintes du système nerveux central allant jusqu'à entraîner la mort suite à une forte exposition (Raub et *al.*, 2000 ; Omaye, 2002).

b. Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre : SO_2 , est un gaz inflammable et soluble dans l'eau. Il peut être oxydé dans les gouttelettes d'eau portées par le vent pour former de l'acide sulfurique : H_2SO_4 . Le SO_2 provient surtout de la combustion des carburants contenant du soufre tels que le gasoil, le fuel, le charbon, etc. Lors de la combustion des carburants fossiles, du raffinage du pétrole ou encore lors de la fonte des métaux, les impuretés soufrées sont oxydées par l'oxygène de l'air : O_2 en dioxyde de soufre : SO_2 (Resitoglu et *al.*, 2015).

c. Oxydes d'azote

Les oxydes d'azote : NO_x , regroupent le dioxyde d'azote : NO_2 et le monoxyde d'azote : NO . Ils sont principalement d'origine anthropique et issus des sources d'énergie fossile (Wang et *al.*, 2012). Ils peuvent néanmoins être générés par des sources naturelles comme les orages, les éruptions volcaniques et les feux de forêts.

Dans l'atmosphère les oxydes d'azote réagissent avec les composés organiques volatils : COV, pour produire de l'ozone. Il peut alors être finalement oxydé en acide nitrique : HNO_3 , qui va contribuer aux dépôts acides par les pluies acides et la formation d'aérosols acides.

Le NO_2 contribue aussi au phénomène d'eutrophisation des lacs et des cours d'eau (Agnan et *al.*, 2013). Il a également un impact direct sur la santé humaine : diminution de la fonction pulmonaire, augmentation de l'hyperréactivité bronchique et inflammation des voies respiratoires (Searl, 2004 ; Who, 2000).

d. Composés organiques volatils

Les composés organiques volatils : COV, regroupent plus de 500 polluants, dont notamment le benzène, le tétrachloroéthylène, le toluène, les xylènes ainsi que la famille des aldéhydes. Ils sont utilisés dans de nombreux procédés, essentiellement en qualité de solvant, dégraissant, dissolvant, agent de nettoyage, disperser, conservateur, agent de synthèse, etc. Ils concernent plusieurs secteurs d'activités comme la métallurgie, l'imprimerie, la mécanique, la plasturgie, la construction automobile, l'agroalimentaire, le textile, le bâtiment, etc. (Godish et *al.*, 2015).

Les COV caractérisés par une grande volatilité passent facilement de l'état liquide à l'état gazeux dans les conditions normales de pression et de température. Ils sont, pour la plupart, des précurseurs d'ozone et participent ainsi à la pollution photo-oxydante. De plus, certains COV contribuent à l'appauvrissement de la couche d'ozone dans la haute atmosphère et certains sont des gaz à effet de serre (Grange et *al.*, 2007).

Les COV ont un impact direct sur la santé humaine. En effet, 90 % des activités humaines s'effectuent dans des milieux clos où les niveaux de concentrations en certains COV tels que : benzène, toluène et autres, sont largement supérieurs à ceux relevés à l'extérieur (Franklin, 2007).

Ces éléments induisent entre autres des troubles respiratoires, cardio-vasculaires, gastro-intestinaux et neurologiques. De même, des concentrations élevées en éthyle benzène peuvent entraîner des atteintes hépatiques et rénales transitoires (Grange et *al.*, 2007 ; Nurmatov et *al.*, 2015 ; Paciência et *al.*, 2016).

e. Particules primaires

Selon le rapport de 2009 de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Source : <https://www.anses.fr/fr>) l'atmosphère contient également des particules solides ou liquides en suspension dans l'air. Les particules atmosphériques primaires sont directement émises par des sources naturelles telles que l'érosion de sol, les embruns et les aérosols marins, les volcans, etc, ou par des activités anthropiques essentiellement émanant des combustions. Ces particules, appelées aussi aérosols ou particules fines, se caractérisent par une grande complexité de leur composition chimique, une grande variabilité et hétérogénéité aussi bien dans l'espace que dans le temps

La pollution atmosphérique comprend les particules de taille variable de 2,5 µm à 10 µm disparaissant de l'atmosphère par lessivage, lorsque la pluie ou la neige les transportent jusqu'au sol. Les plus grosses particules peuvent se déposer d'elles-mêmes à la surface, contraintes par la gravité.

Les particules les plus nuisibles pour la santé sont celles dont le diamètre n'excède pas 10 microns ; elles peuvent pénétrer et se loger en profondeur dans les poumons. L'exposition chronique aux particules est un facteur de risque des maladies cardio-vasculaires et respiratoires ainsi que de nombreux cancers de poumons (Source : <https://www.anses.fr/fr>)

Ces particules participent par ailleurs à la dissémination d'organismes biologiques tels que les pollens, les bactéries, les spores et les virus ; elles peuvent causer et / ou aggraver les maladies respiratoires, cardio-vasculaires, infectieuses et allergisantes (Pöschl & Shiraiwa, 2015). Aussi, ces particules peuvent également adsorber des métaux lourds en suspension dans l'air (Ledoux et *al.*, 2006).

f. Métaux lourds

Les métaux lourds ou métaux toxiques ou encore appelés « éléments traces métalliques » sont des polluants essentiellement émis lors de la mise en œuvre des procédés industriels, cas des fonderies, usines sidérurgiques et métallurgiques et lors des combustions de pétrole et de charbon, ou encore des déchets ménagers (Pacyna, 1986 ; Finlayson-Pitts & Pitts, 2000 ; Pacyna & Pacyna, 2001 ; Colbeck, 2008).

Le trafic routier, par ses rejets et l'usure des véhicules et des infrastructures, contribue également aux émissions atmosphériques de métaux lourds (Rzepka & Cuny, 2008). Mais, les métaux lourds sont également issus de phénomènes naturels géologiques tels que ceux d'origines terrigène, biogénique, volcanique, marine ou météoritique.

A noter que les métaux lourds, de masse volumique supérieure à 5 kg/dm³ font partie des éléments de transition dans la classification périodique des éléments. Ce sont de bons conducteurs thermiques et électriques (Bliefert & Perraud, 2008).

Conventionnellement, les éléments traces sont les 68 éléments minéraux constituant de la croûte terrestre dont la concentration pour chacun d'entre eux est inférieure à 0,1 %. Parmi ces éléments, certains sont indispensables au déroulement des processus biologiques : ce sont les oligo-éléments (Assad, 2017). Selon Newton (2010) ces éléments appartiennent à diverses familles chimiques telles que les métaux de transition : Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Ti, V et Zn ; les métaux pauvres comme l'Al, le Pb et le Sn ; les métaux alcalins et les métalloïdes comme l'As et le Sb.

Différents paramètres physico-chimiques comme le pH, la taille des particules, la spéciation chimique et l'interaction avec les molécules organiques ou des carbonates, influencent le temps de séjour des éléments traces dans l'atmosphère (Colbeck, 2008).

Les métaux lourds modifient la constitution physico-chimique du milieu naturel, vu qu'ils se déplacent et ne se décomposent jamais. En outre, les métaux lourds sont toxiques pour la faune et la flore du sol, la vie aquatique et pour les populations humaines (Tchounwou et *al.*, 2012).

La production d'énergie par les combustibles fossiles : pétrole, bois et charbon, est à l'origine d'importantes émissions de V, Cr, Mn, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb et Pb. Les sources principales des éléments métalliques V, Cr, Mn, Cu, Sn et Sb proviennent de la combustion du pétrole, du charbon et du bois. Alors que Zn et Cd sont principalement émis par la production des métaux non ferreux.

Le trafic automobile est la source d'émission prépondérante de Pb dans l'atmosphère. Les émissions provenant de la combustion du pétrole sont extrêmement concentrées en Vanadium alors que les émissions issues du charbon sont plus concentrées en Chrome, Antimoine et Manganèse (Pacyna & Pacyna, 2001).

Les procédés industriels générateurs de métaux lourds englobent les industries des métaux non-ferreux, les industries du fer et de l'acier et les cimenteries. La production des métaux non ferreux est une source importante de Cu, Zn, Cd, Sb et Pb ; quant à la production de fer et d'acier, elle est caractérisée par de fortes émissions de Cr, Mn et Pb.

Les estimations des émissions issues de l'incinération des déchets sont sous-évaluées du fait d'un manque de données disponibles. Néanmoins, ces émissions ne doivent pas être négligées (Azmi, 2004). Les usines d'incinération d'ordures ménagères sont caractérisées par des émissions de Zn, Pb, Cu, Sb, Cd et Sn alors que le Cr est émis majoritairement par l'incinération des boues des stations d'épurations.

Le trafic routier génère des fumées constituées d'éléments polluants sous forme gazeuse et particulaires. Les émissions des éléments métalliques des pots d'échappements sont quantitativement inférieures de celles de l'usure mécanique et abrasive (Sternberck et *al.*, 2002, Harrisson et *al.*, 2003). La corrosion et l'usure des pneus, systèmes de freinage et des lubrifiants, constituent donc la source majoritaire des éléments émis. On remarque qu'un élément peut être émis sous différentes formes chimiques ou physiques. L'usure abrasive et mécanique des systèmes de freinage contribue également aux émissions des métaux lourds par les véhicules. Néanmoins, bien que les émissions du trafic routier soient globalement recensées, des différences géographiques existent, notamment, à cause des additifs et des lubrifiants utilisés variant d'un pays à l'autre (Sternberck et *al.*, 2002 ; Lin et *al.*, 2005).

2. Polluants secondaires

Ils ne sont pas directement rejetés dans l'atmosphère mais proviennent de réactions chimiques des gaz entre eux. C'est le cas notamment des particules secondaires et de l'ozone.

a. Particules secondaires

Elles sont formées dans l'air par des processus chimiques complexes, en particulier à partir de précurseurs gazeux présents dans l'atmosphère tels que les oxydes de soufre et d'azote, l'ammoniac, les composés organiques volatiles, etc. (Pernelet-Joly, 2008).

Ainsi, la composition chimique des particules atmosphériques dépend fortement de leur origine. On distingue :

- Les particules carbonées qui sont généralement constituées d'une composante organique d'origine primaire et secondaire, elles regroupent plusieurs centaines de composés organiques différents, en plus d'une composante « black carbon » également appelé « carbone élémentaire », principalement d'origine primaire (Pernelet-Joly, 2008).
- Les particules minérales et les sels : cas du carbonate de calcium, du chlorure de sodium, etc., qui sont issues de phénomènes érosifs et de remises en suspension de poussières par érosions des sols et des routes, ou provenant de poussières désertiques, d'embruns, de travaux de chantiers, etc.

Parmi les composés ioniques retrouvés dans les particules, une distinction peut être faite entre les sels marins, cas des ions : Na^+ , Cl^- , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , K^+ , Ca^{2+} et d'autres sels comme les sulfates de sodium. Certains composés sont d'origine primaire tel que K^+ , qui peut être un traceur de combustion de la biomasse ou secondaire cas de SO_4^{2-} , NH_4^+ , ou NO_3^- , qui se forment à partir des gaz présents dans l'atmosphère comme l'oxyde d'azote, le dioxyde de soufre ou l'ammoniac (Gherzi et *al.*, 2012).

b. Ozone

L'ozone : O_3 , est un gaz instable, naturellement présent dans l'atmosphère terrestre, formant dans la stratosphère une couche qui protège la terre des rayonnements UV du soleil. Depuis la détection de l'importante réduction de la teneur en ozone stratosphérique, plusieurs campagnes scientifiques ont été lancées pour identifier les processus de destruction de l'ozone. Cette tendance à la diminution est associée aux effets d'émissions anthropiques comme les chlorofluorocarbures : CFC.

Cependant, l'ozone troposphérique est un polluant secondaire qui se forme à basse altitude par réactions chimiques produites sous l'effet de la lumière solaire, à partir de polluants atmosphériques, dits précurseurs, comme les oxydes d'azote et les composés organiques volatils (Fowler et *al.*, 2008).

L'ozone provoque des effets indésirables sur la santé, principalement chez les enfants et les personnes atteintes de maladies respiratoires : comme des irritations oculaires et nasopharyngées, des crises d'asthme, une diminution des fonctions pulmonaires, des maux de tête, des perturbations de la croissance et des atteintes rénales néphrétiques (Matyssek et *al.*, 2010).

III. Transfert et stockage de contaminants dans l'atmosphère

Les polluants primaires, comme les NO_x, le SO₂, le CO, les poussières et les COV, sont directement émis dans l'atmosphère. L'existence de ces polluants dans l'atmosphère est rythmée par cinq étapes (Diaf et *al.*, 2013) :

- L'émission dans l'atmosphère.
- La dispersion et le transport par le vent.
- Les interactions avec d'autres substances ou radiations et d'éventuelles transformations, avec production d'une pollution secondaire.
- L'interaction avec d'autres milieux.
- Les effets sur les milieux récepteurs.

Ces contaminants anthropiques sont principalement localisés dans la couche limite atmosphérique, réduite aux trois premiers kilomètres. Leur transport horizontal, les disperse jusqu'aux régions les plus reculées du globe (Lee et *al.*, 2008). Cette dispersion atmosphérique des polluants renvoie aux principes de la circulation atmosphérique.

En effet, les paramètres importants à prendre en compte sont les facteurs météorologiques tels que la direction des vents, la température, la pression atmosphérique, etc., mais aussi la topographie du site et les éléments d'aménagement autour du site (Lee et *al.*, 2008).

Pour ce qui est du dépôt des particules dans l'atmosphère, il en existe selon Agnan et *al.* (2014), deux formes :

- Le dépôt sec qui concerne l'ensemble des retombées sèches quotidiennes en absence de précipitation tel que les particules, gaz, etc.
- Le dépôt humide représenté par les dépôts en phase aqueuse, dissous ou particulaire, sous forme de pluie, neige ou grêle.

IV. Pollution atmosphérique au Maroc

Le 3^{ème} Rapport, sur l'Etat de l'Environnement au Maroc préparé par l'Observatoire National de l'Environnement du Maroc en 2015, fait état d'une hausse des émissions des NO_x et du SO₂. Cette hausse est proportionnelle au développement des activités industrielles, particulièrement dans le secteur des phosphates et des raffineries, et au développement de la production électrique qui utilise des combustibles riches en soufre, notamment le soufre dans à 4% dans le fuel lourd et à 1,5% dans le charbon.

Les émissions des NO_x, du SO₂, du monoxyde de carbone : CO et de Benzène : C₆H₆, sont également générées en grande partie par le secteur des transports routiers qui a quasiment doublé entre 2000 et 2010, et un parc automobile en circulation qui a passé de 575 570 en 2015 à 760 463 en 2017 selon les données du de l'Equipement, des Transports, de la Logistique et de l'Eau (Source: <http://www.equipement.gov.ma/>)

Dans la ville de Kenitra, une étude sur la pollution atmosphérique particulaire et métallique indique des concentrations inquiétantes, largement supérieures à celles mesurées sur des sites similaires en Europe (Zghaid et *al.*, 2009).

En outre, la pollution de l'air peut également être aggravée par certaines activités artisanales telles que la poterie qui utilise des pneus ou des huiles usagées comme combustibles. On cite aussi les fours traditionnels collectifs et les bains collectifs : Hammams, qui génèrent des polluants principalement lors des processus de combustion et qui ne sont pas équipés de dispositifs de filtration. Un tel phénomène est retrouvé à Marrakech, El Haouz, Oued Laou, Salé, Fès et Safi où existent d'importants groupements d'artisans (Elabidi, 2009).

Bien que quelques estimations ont été entreprises au Maroc sur les effets à court terme de l'exposition à la pollution atmosphérique urbaine (Laraqui et *al.*, 2000 ; Nejari et *al.*, 2000 ; 2003 ; Squalli Houssaini et *al.*, 2007 ; Elabidi, 2009 ; Shaimi et *al.*, 2014), Les effets sanitaires de la pollution de l'air sont beaucoup mieux connus ailleurs grâce à des études épidémiologiques s'appuyant sur des effectifs importants. On décrit ainsi de « nouveaux » effets sanitaires (sur la croissance, la reproduction, le risque thrombotique ou diabétique) qui passaient jusqu'alors inaperçus avec les méthodes épidémiologiques traditionnelles. Quinze pour cent des nouveaux cas d'asthme et de cancer bronchique seraient liés à la pollution atmosphérique, notamment particulaire réduit l'espérance de vie de l'ordre de 6 à 8 mois chez les citadins (Charpin et *al.*, 2016).

V. Réglementations de la surveillance de la pollution atmosphérique

1. Réglementations Internationales

Selon le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) qui coordonne les secrétariats des principales conventions environnementales internationales, la conférence des Nations Unies de Stockholm en 1972 a constitué la pierre angulaire de la lutte contre l'acidification à l'échelle internationale. En 1979, une convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance a été adoptée à Genève par 34 pays et entrée en vigueur en 1983. Le protocole d'Helsinki relatif à la réduction des émissions de soufre entre en vigueur le 2 septembre 1987, il visait à réduire les flux transfrontaliers des émissions de soufre d'au moins 30%.

Le 14 février 1991, le protocole de Sofia entre en vigueur sur les oxydes d'azote imposant la stabilisation de leurs niveaux. Au début des années 1990, le concept européen de « charge critique » a été introduit dans le but de quantifier le dépôt acide maximal admissible pour les écosystèmes selon leur sensibilité sans qu'apparaissent des effets néfastes mesurables (Foray, 1993).

Le 29 septembre 1997, le protocole de Genève entre en vigueur sur les composés organiques volatiles : COV. Son objectif premier était de réduire les émissions annuelles nationales de COV d'au moins 30 % avant 1999 par rapport à 1990. En 1997, le protocole de Kyoto a été adopté pour lutter contre les changements climatiques et plus particulièrement contre les émissions de gaz à effet de serre.

Le protocole d'Oslo, quant à lui entre en vigueur le 5 août 1998 et concerne la réduction complémentaire de dioxyde de soufre. L'objectif était de réduire et de stabiliser les émissions de soufre selon un calendrier préétabli afin de protéger la santé et l'environnement de tout effet nocif de ces émissions.

Par la suite, le protocole de Göteborg en 1999 a pris en compte l'aspect multi-polluants / multi-effets. Par la suite, est venu le protocole d'Aarhus qui entra en vigueur le 29 décembre 2003 concernant les métaux lourds de type Cd, Pb et Hg. Ce dernier impose une limitation des émissions à une valeur inférieure à celle de 1990, par la suppression de l'essence avec plomb et l'utilisation des meilleures technologies disponibles dans les processus industriels. En effet, les principales sources d'émission sont les industries métallurgiques, les processus de combustion y compris le trafic routier et l'incinération des déchets.

Le protocole de Göteborg relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique est entré en vigueur le 17 mai 2005. Ce protocole a renforcé les objectifs des premiers protocoles : Helsinki, Sofia, Genève, Oslo, et a fixé des plafonds d'émissions contraignants à atteindre en 2010 pour les oxydes d'azote : NO_x, les COVs, les oxydes de soufre : SO_x et l'ammoniac : NH₃ (Colin, 2009).

Aujourd'hui, le cadre réglementaire européen lié aux rejets atmosphériques est basé sur les recommandations de l'OMS, indiquant des valeurs à titre d'indication : valeurs guides et des valeurs limites à ne pas dépasser pour une vingtaine de polluants.

La directive : EU 2016 / 2284 du 16 décembre 2016 fixe des objectifs de réduction des émissions de polluants pour 2020 et à l'horizon 2030, en intégrant les objectifs du protocole de Göteborg (Source : <http://www.unep.org/science/fr/secretariat/index.asp>).

2. Réglementations nationales

Au Maroc, la surveillance de la qualité de l'air a été entamée depuis la fin des années 90 et les premières campagnes ont été menées, à l'aide d'un laboratoire mobile, par le département de l'environnement sur l'agglomération de Rabat (Croitoru & Sarraf, 2017).

Actuellement, le réseau national de surveillance de la qualité de l'air est composé de 29 stations fixes situées soit dans des zones urbaines suffisamment éloignées des sites industriels, soit dans des zones urbaines à proximité du trafic et / ou des zones industrielles. La mission principale de ces stations est de mesurer, prévoir et informer le public, les autorités locales et les décideurs sur la qualité de l'air (source : www.men.gov.ma)

Parallèlement à ces efforts, le Maroc a adhéré à un certain nombre d'accords multilatéraux sur l'environnement mondial et régional et a développé activement sa coopération internationale dans le domaine de l'environnement telle que l'élaboration de projets de réduction des gaz à effet de serre après la ratification du protocole de Kyoto. Concernant les instruments institutionnels et légaux, la « Stratégie de proximité du département de l'environnement » est un document de référence, elle a été présentée au Conseil national de l'environnement et adoptée en 2009. Depuis la production de l'étude, plusieurs textes de loi ont été adoptés notamment ceux relatifs à la qualité de l'air

Et pour répondre aux besoins des accords ratifiés, plusieurs programmes et plans d'actions ont été développés et l'aide internationale a été mobilisée pour soutenir la formulation et l'exécution de ces programmes et plans d'action . De plus, la protection de l'environnement et le développement durable ont été spécifiquement reconnus dans la nouvelle Constitution du Maroc de 2011.

Et à l'issu du débat lancé par Sa Majesté le Roi Mohamed VI en 2009, la Charte Nationale de l'Environnement et du Développement Durable élaborée en 2010 a été formalisée dans une Loi-cadre adoptée par le Parlement en février 2014 pour une meilleure gestion de l'environnement et des ressources naturelles, avec 58 objectifs pour assurer un développement durable des objectifs afin de répondre à des défis comme la lutte contre les effets négatifs liés aux changements climatiques, la pollution, la perte de la diversité biologique, l'épuisement des ressources naturelles et l'amplification des inégalités sociales (Source : <http://rse.cgem.ma/>).

Pour appuyer cette politique, et en vue de pallier aux insuffisances législatives et réglementaires en matière de lutte contre la pollution atmosphérique, les pouvoirs publics ont promulgué un certain nombre de textes législatifs permettant une meilleure protection de l'air. Il s'agit selon le site officiel du Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement de :

- La loi-cadre n° 99-12 portant la Charte Nationale de l'Environnement et du Développement Durable promulguée le 20 mars 2014, comporte les engagements du Maroc envers les conventions internationales relatives à la protection de l'environnement dans une perspective de développement durable.
- La loi n° 12-03 relative aux études d'impact sur l'environnement qui impose à tout projet susceptible de nuire à l'environnement de réaliser une étude d'impact préalable sur l'environnement.
- La loi n° 3-03 relative à la lutte contre la pollution de l'air.
- Le décret n° 2-97-377 du 28 janvier 1998 complétant l'arrêté du 24 janvier 1953 sur la police de la circulation et du roulage.
- Le décret n° 2-09-286 du 8 décembre 2009 fixant les normes de qualité de l'air et les modalités de surveillance de l'air.
- Le décret n° 2-09-631 du 6 juillet 2010 fixant les valeurs limites de dégagement d'émissions ou de rejets de polluants dans l'air émanant de sources de pollution fixes et les modalités de leur contrôle.
- Le décret n° 2-12-172 fixant les prescriptions techniques relatives à l'élimination et aux procédés de la valorisation des déchets par incinération.

- L'arrêté du Ministère de l'Industrie, du Commerce, de l'Energie et des Mines sous le n° 532-01 du 9 mars 2001 relatif au contrôle des instruments de mesure et de l'opacité des gaz d'échappement des moteurs diesel.
- L'arrêté relatif aux seuils de vigilance, d'information, d'alertes et les mesures d'urgence.

Par ailleurs, des valeurs limites d'émissions de certains domaines industriels sont en cours d'élaboration notamment les fonderies, les centrales thermiques, les cimenteries, l'industrie des phosphates, l'industrie automobile, les briqueteries et les huileries.

VI. Bio-surveillance

La surveillance de la qualité de l'air comme sus-cité consiste à mesurer systématiquement les polluants de l'air ambiant pour pouvoir déterminer l'exposition des récepteurs vulnérables tels que la population riveraine, les animaux et les végétaux.

Des analyseurs automatiques d'air ont été développés spécifiquement pour effectuer des mesures selon des normes bien définies. Ils peuvent être utilisés dans des stations de mesure de la qualité de l'air pour assurer le suivi au quotidien de la pollution atmosphérique (Sivacoumar *et al.*, 2001).

Différentes méthodes de mesures spécifiques de polluants dotées d'une grande précision et d'un temps de réponse relativement court ont été développées telles que la chromatographie en phase gazeuse, la spectrométrie de masse, l'absorption infrarouge, la chimie-luminescence, la fluorescence et beaucoup d'autres techniques. Mais toutes ces méthodes restent assez complexes et coûteuses (Toupance *et al.*, 2004). Les méthodes physico-chimiques de surveillance mesurent les concentrations de composants présents dans l'environnement, permettant par la suite leur comparaison à des valeurs réglementaires.

Cependant, ces techniques n'apportent pas d'informations directes sur les effets des polluants sur les organismes. La bio-surveillance, méthodologie basée sur des modèles fongiques ou végétaux, se veut une approche alternative capable d'évaluer les effets biologiques des altérations de l'environnement (Van Haluwyn *et al.*, 2013).

Le véritable concept de la bio-surveillance végétale et fongique de la qualité de l'air date de la fin du XIX^e siècle où Nylander (1866) propose d'utiliser les lichens comme hygiomètre de la qualité de l'air, suite à la disparition des colonies à l'approche des villes, comme à Paris. Depuis, la bio-surveillance est employée pour répondre à différents objectifs, que ce soit l'analyse des distributions spatiales et temporelles des impacts des polluants ou l'identification et le suivi de sources ponctuelles de contamination.

Elle est également de plus en plus intégrée aux méthodologies d'évaluations des risques sanitaires et écologiques et constitue un outil d'information du grand public et d'aide à la décision dans les politiques publiques (Cuny, 2012). Cette approche n'est donc pas substitutive des techniques physico-chimiques de surveillance, mais intervient en complément de celles-ci (Cuny et *al.*, 2008).

Les méthodes physico-chimiques de surveillance de la qualité des milieux mesurent les concentrations de composants présents dans l'environnement. Toutefois, ces approches n'apportent pas des renseignements sur les effets des polluants sur les organismes. Quelles que soient les évolutions technologiques des systèmes de métrologie, la bio-surveillance (basée sur des modèles fongiques ou végétaux) restera toujours la seule approche capable d'évaluer des effets biologiques d'une altération de l'environnement (Van Haluwyn et *al.*, 2011).

La bio-surveillance peut être définie comme l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique : moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique ou écologique, d'un ou plusieurs organismes vivants et cela pour prévoir et / ou révéler une altération de l'environnement (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

La bio-surveillance peut alors être considérée comme une alternative simple, efficace et peu onéreuse pour l'évaluation de la pollution atmosphérique. En effet, les appareils de mesures et les modèles de dispersion apportent une information quantitative très précise alors que la bio-surveillance renseigne, d'une manière générale sur les effets des polluants et l'imprégnation de l'environnement.

En outre, la bio-surveillance sera très utile lorsque la source d'émission est mobile, inconnue ou diffuse et / ou lorsque les paramètres de dispersion sont trop complexes à définir. Cette technique indirecte d'évaluation de la pollution, et donc de la qualité d'un milieu, repose sur la notion résumée par Tingey (1989) : « Il n'y a pas de meilleur indicateur de l'état d'une espèce ou d'un système, qu'une espèce ou un système lui-même ».

Les indicateurs biologiques utilisés dans le processus de bio-surveillance peuvent fournir des données très intéressantes sur la disponibilité, le niveau de présence et le cheminement de divers polluants (Sivacoumar et *al.*, 2001).

Les principaux objectifs des études de bio-surveillance sont : le suivi des distributions spatiales et temporelles des effets des polluants ; le suivi de sources ponctuelles ; la participation à des études d'évaluation des risques sanitaires ; l'information du grand public et l'aide à la décision dans les politiques publiques (Cuny, 2012).

1. Différents concepts de bio-surveillance

Afin de suivre les contaminants et leurs impacts sur l'environnement, deux types de bio-surveillance répartis sur 4 concepts, se situant à des niveaux d'organisation biologiques différents, peuvent être envisagés (Garrec & Van Haluwyn, 2002) :

a. Bio-surveillance sensible : elle est basée sur les organismes sensibles à la pollution, cette sensibilité définit trois concepts :

- Le bio-marqueur s'intéresse à un niveau infra-individuel par l'étude de l'altération moléculaire, biochimique, cellulaire et physiologique, non visibles, telle que la dégradation de l'activité enzymatique. Ce type de marqueur fait actuellement l'objet de nombreux développements bénéficiant des progrès technologiques notamment relevant de la biologie moléculaire, et cela dans le but d'obtenir des réponses à la fois précoces et spécifiques (Cuny, 2012).

- Le bio-indicateur s'intéresse aux altérations morphologiques, physiologiques et tissulaires visibles. C'est le cas par exemple des nécroses, des chloroses, des malformations foliaires et florales ou des perturbations de la croissance des plantes (Saitanis & Karandinos, 2001).

- Le bio-intégrateur se situe au niveau de la population et de la communauté tels que les variations densitaires ou bien la présence / absence de certaines espèces. Par exemple l'utilisation du diagnostic éco-lichénique pour déterminer l'indice de pureté atmosphérique (Piervittori & Maffei, 2001). Ces variations concernent entre autres, les modifications de compositions spécifiques, d'abondance, ou de fréquence des espèces. Certains auteurs préfèrent le terme d'« indicateur écologique » à celui de « bio-intégrateur » car en plus des paramètres climatiques et de la pollution, des mécanismes tels que la compétition interspécifique agissent également (De Temmerman et *al.*, 2004).

b. Bio-surveillance par accumulation : ce procédé se base sur l'utilisation des organismes moins sensibles aux polluants mais qui ont la possibilité de stocker les polluants dans leurs tissus (Conti & Cecchetti, 2001). Ils sont considérés comme des matrices de dosage à condition que cet organisme ait :

- La possibilité d'accumuler les polluants sans disparaître.
- La capacité de fournir suffisamment de tissus pour l'analyse.
- Un facteur de concentration suffisant pour pouvoir être analysé directement sans pré-concentration.
- La capacité d'avoir une concentration tissulaire du polluant représentative du niveau de contamination de l'environnement.

Selon Szczepaniak & Biziuk (2003) ce concept de bio-surveillance par bioaccumulation se base sur :

- La méthode *in situ* ou la *bio-surveillance passive* qui se base sur des organismes indigènes ou des organismes déjà présents sur site, est une méthode rapide utilisant des organismes exposés aux polluants à condition que ces organismes soient faciles à collecter et aient une distribution spatiale et une abondance suffisante pour représenter une zone.

- La méthode basée sur la technique des transplants ou la méthode de *bio-surveillance active*, utilisée dans le cas où la bio-surveillance passive n'est pas envisageable. La méthode de transplants demande plus de temps. En effet la durée d'exposition peut être plus ou moins longue, afin de collecter les échantillons d'une zone dite saine et les transplanter dans l'environnement à évaluer. L'avantage de cette technique c'est qu'elle permet de contrôler la durée d'exposition aux polluants.

2. Types d'organismes utilisés dans la bio-surveillance

Trois grands types d'organismes sont utilisés dans la bio-surveillance : les lichens, les mousses et les végétaux supérieurs (Figure 1).

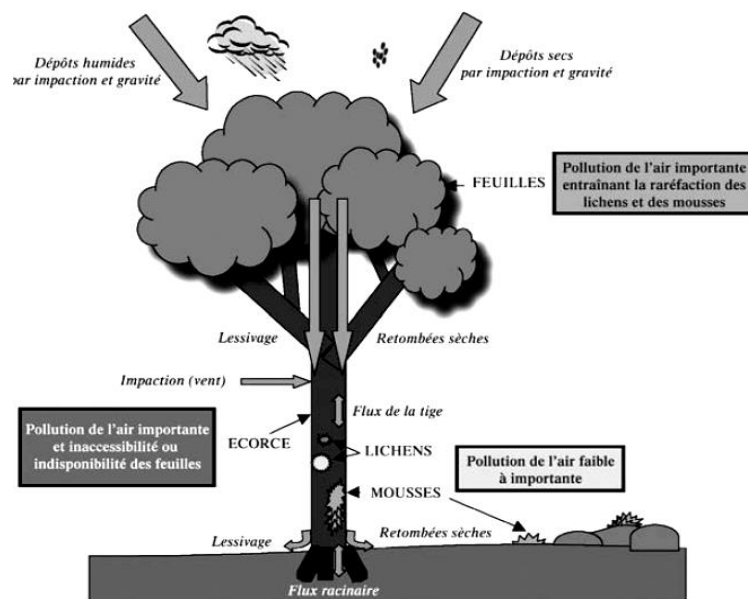


Figure 1: Présentation schématique des organismes utilisés dans la bio-surveillance par Rzepka & Cuny (2008).

a. Mousses

Les mousses appartiennent aux bryophytes. Elles se distinguent des plantes vasculaires par la dominance de la phase haploïde : l'individu feuillé est un gamétophyte haploïde, ainsi que par l'absence de trachéides et des vaisseaux conducteurs classiques.

Majoritairement de forme thalloïde, les mousses ne possèdent pas de racines, mais des rhizoïdes qui permettent leur ancrage, mais n'interviennent pas dans l'absorption d'eau. Les mousses absorbent directement l'eau et les éléments nutritifs, mais aussi les polluants présents dans les dépôts atmosphériques humides ou secs. De plus, les mousses sont particulièrement résistantes aux substances toxiques notamment aux métaux lourds, qu'elles accumulent d'une manière passive (Falla et *al.*, 2000).

Ce caractère accumulateur fait des mousses des organismes adéquats pour la bio-surveillance et pour une meilleure estimation de la qualité globale de l'air par une simple observation de la distribution qualitative et quantitative des polluants (Krommer et *al.*, 2007).

b. Lichens

Un lichen est une association symbiotique entre un champignon hétérotrophe dit mycobionte et une algue verte dite phycobionte ou photobionte.

Le thalle du lichen constitue la partie végétative visible de l'individu et porte les organes reproducteurs.

On distingue différents types de thalles selon leur forme : crustacés, foliacés, lépreux, fruticuleux, ou encore gélatineux.

Par ailleurs, la surface rugueuse du thalle confère aux lichens une facilité dans l'interception et la rétention des particules (Shukla & Bajpai, 2014). Les lichens dépendent fortement des dépôts humides et secs à la surface de leurs thalles pour leur nutrition (Szczepaniak & Biziuk, 2003). Aussi, ils colonisent de nombreux milieux notamment ceux offerts par l'écorce des arbres, cas des lichens épiphytes. Pour cette raison, l'observation des lichens peut être réalisée sur de vastes territoires.

Toutes ces caractéristiques morphologiques et écologiques sont à l'origine de l'usage des lichens à des fins de bio-surveillance (Hauck et *al.*, 2013).

Les lichens sont largement utilisés dans les travaux de « biomonitoring » comme outils efficaces pour un « mapping spatial et temporel » de la contamination atmosphérique du fait de leur sensibilité et de leur biologie (Nimis et *al.*, 2002). Ils répondent aux variations des niveaux de pollution atmosphérique les rendant utiles pour la mesure de la qualité de l'air (Nash, 2010).

Les lichens ne réagissent pas seulement vis-à-vis d'un seul polluant mais réagissent à un complexe de polluants. Ainsi, les lichens tolérants persistent dans les environnements pollués par contre ceux plus sensibles disparaissent (Seaward, 2004 ; Hauck, 2008 ; Mayer et *al.*, 2009).

Cette sensibilité est influencée par les propriétés morphologiques et biochimiques du thalle (Blasco et *al.*, 2011). Ainsi, *Lobaria pulmonaria* accumule plus les métaux lourds que *Parmelia sulcata*, cette sensibilité est due au fait que l'espèce *L. pulmonaria* présente un fort pouvoir absorbant en eau et par conséquent elle accumule plus de métaux lourds. Cette sensibilité diffère parfois au sein d'individus appartenant à la même espèce (Shukla & Bajpai, 2014).

Une autre caractéristique faisant des lichens de bons bio-moniteurs est leur morphologie constante sur toute l'année. En plus, ce sont des organismes qui vivent longtemps et donc exploitables pour la caractérisation de la pollution sur le long terme (Nash, 2010).

c. Végétaux supérieurs

Les végétaux supérieurs sont des bio-accumulateurs des dépôts atmosphériques dans les environnements fortement dégradés, où les mousses et les lichens pourraient faire défaut quand la pression anthropique élevée provoque la raréfaction de ces organismes (Tomasevic et *al.*, 2005 ; Berlizov et *al.*, 2007 ; Gratani et *al.*, 2008). Les espèces sont choisies en fonction de la localisation et de l'échelle de la zone d'étude. Par exemple, l'ortie est adéquate pour les études en zone rurale ou industrielle, alors que le chêne, l'hêtre ou l'aulne sont plus indiqués en zone urbaine (Rossini & Mingorance, 2006).

Maatoug et *al.* en 2007 ont démontré l'importance de l'utilisation du platane (*Platanus acerifolia* Wild) et du cyprès vert (*Cupressus sempervirens* L.) en zone urbaine pour évaluer la contamination en Pb, Zn et Cu causée par le trafic routier.

Le plus souvent, la bioaccumulation se fait sur les feuilles. En effet, les particules se déposent en surface sous forme de dépôts secs ou humides (pluie, neige ou brouillard), par gravité sous l'effet du vent et peuvent ensuite être retenues en surface (Gratani et *al.*, 2008). Mais les particules peuvent aussi se retrouver dans le sol, après le lessivage par les pluies, et être absorbées par les racines puis circuler jusqu'aux feuilles (Breulmann et *al.*, 2002), ce qui rend l'utilisation des végétaux supérieurs en tant que bio-accumulateurs plus complexe. Les écorces peuvent être utilisées seules comme bio-accumulateurs. Les particules s'y déposent sous forme de dépôts secs et par impaction sous l'effet du vent. Les capacités d'accumulation varient en fonction de l'espèce d'arbre, l'épaisseur, la porosité et la rugosité de l'écorce. Les écorces sont meilleures accumulatrices de plomb, cuivre, cadmium et de zinc que les feuilles (Bersilov et *al.*, 2007). La dendro-chimie est aussi une troisième approche possible de bio-surveillance grâce aux arbres. Elle se base sur l'analyse chimique des cercles de croissance annuelle. Cette démarche postule que la constitution chimique des incréments annuels de bois reflète la chimie de l'environnement dans lequel ils se forment, ce qui permet de faire des historiques de la pollution processus d'accumulation.

3. Bioaccumulation des métaux lourds dans les lichens

Plusieurs travaux ont été engagés pour mettre en relation les concentrations élémentaires enregistrées dans les organismes modèles et exprimée en masse de l'élément polluant par unité de masse fraîche de l'organisme modèle, par rapport à celles présentes dans l'atmosphère.

Il a été démontré que l'accumulation des métaux par les lichens dépend de la vitalité du lichen et de l'état de son thalle, plus d'autres facteurs comme la température, l'humidité et le régime des vents (Garty, 2001).

Les concentrations de ces métaux lourds largués sont corrélées avec les concentrations dans les thalles des lichens (Pawlik-Skowronska et *al.*, 2008 ; Conti et *al.*, 2009 ; Aprile et *al.*, 2010 ; Legalley et *al.*, 2013).

4. Mécanismes d'accumulation des métaux lourds

Les contaminants de l'environnement et notamment les éléments traces métalliques se déposent à la surface des lichens sous forme de particules sèches ou lors de précipitations sous forme humide. Ces particules après dépôt sur le thalle vont être piégées, avec une mise en jeu de mécanismes biologiques extra et intracellulaires permettant l'absorption et l'accumulation de ces éléments dans le thalle (Zeng et *al.*, 2016). Les dosages de ces éléments dans les tissus lichéniques reflètent ainsi des expositions récentes à la pollution atmosphérique (Rzepka & Cuny, 2008), mais également proportionnelles à la période d'exposition (Bergamaschi et *al.*, 2007).

a. Piégeage particulaire

Les particules atmosphériques riches en éléments traces sont souvent insolubles. De ce fait, l'accumulation s'effectue directement à l'intérieur de la matrice biologique. Pour les lichens c'est au niveau de la médulle centrale. A titre d'exemple, la structure en réseaux chez *Xanthoria parietina* présente 18 % d'espace libre. Ce piégeage est néanmoins facilement lessivable par lavage acide. Ce mécanisme est comparable à une filtration passive des particules (Cuny, 2009).

b. Adsorption extracellulaire

Le principal mécanisme d'accumulation métallique par les lichens est l'adsorption, elle correspond à une fixation de surface des métaux polluants par des liaisons chimiques plus ou moins fortes, au niveau extracellulaire. Ce processus passif met en jeu l'échange extracellulaire entre cations. Cet échange implique des liaisons faibles de type Van der Waals (Ekmekyapar et *al.*, 2006).

La déprotonation qui est une réaction chimique au cours de laquelle un proton H^+ est retiré d'une molécule, offre un site de liaison pour les cations métalliques. Il s'agit d'un processus rapide et réversible dont l'affinité dépend du pH, de la teneur de l'élément, de sa valence et de sa nature (Klos et *al.*, 2005 ; Ekmekyapar et *al.*, 2006). Selon ce processus les métaux peuvent être groupés en trois classes :

- Ions de classe A, se liant aux acides carboxyliques et composés oxygénés.
- Ions de classe B, se liant avec des composés oxygénés, azotés ou soufrés essentiels ce qui donne le caractère toxique à l'élément en question.
- Ions de classe intermédiaire, ont des comportements intermédiaires.

c. Absorption intracellulaire

Selon Daillant et *al.* (2003), les éléments traces peuvent également être absorbés et pénétrés à l'intérieur des cellules. Ce mécanisme passif est plus lent et moins intense que l'adsorption extracellulaire, il dépend principalement de processus physiologiques. Cette absorption ne concerne pas tous les métaux. Le Cu^{2+} compte parmi les métaux concernés par ce type de transfert, contrairement aux Cd^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} ou Sr^{2+} .

d. Désorption

Bien qu'il n'existe pas de mécanisme d'excrétion proprement dit chez les lichens, de nombreux échanges ioniques sont signalés, chez ce groupe d'organismes, et qui permettent le relargage d'éléments dans le milieu environnant. Cela est réalisé selon deux mécanismes distincts :

- Soit par compétition cationique : dans ce cas l'adsorption extracellulaire faisant intervenir des liaisons réversibles ainsi la désorption est donc possible.
- Soit par simple solubilisation des éléments polluants solubles (Agnan et *al.*, 2013).

5. Facteurs influençant l'accumulation des métaux lourds

La concentration enregistrée en métaux lourds accumulés dans un lichen dépend de nombreux facteurs tels que son âge, sa morphologie ou encore les conditions climatiques environnantes (Chiarenzelli et *al.*, 2001). De nombreux auteurs ont démontré l'influence d'autres paramètres tels que le tronc d'arbre servant de support, l'espèce lichénique choisie, etc. La prise en compte de tous ces paramètres permet de mieux interpréter le comportement du lichen vis-à-vis de l'accumulation des métaux lourds.

Parmi les facteurs d'influence :

- La nature du substrat : on note une absence d'influence du pH de l'écorce sur la bioaccumulation en azote (Spier et *al.*, 2010).
- L'espèce lichénique considérée : des différences notables d'accumulation sont observées entre individus, espèces ou familles, en particulier lorsqu'il est question de changement de type de thalle lichénique (Basile et *al.*, 2008).
- Les conditions environnementales : en particulier la température influence la compétition des ions entre eux (Spier et *al.*, 2010).
- L'influence du phorophyte sur la bioaccumulation par les lichens reste sujette de controverse. En effet, chez les espèces corticoles, les paramètres physico-chimiques du phorophyte, comme le pH de l'écorce, influence les cortèges d'espèces de lichens (Fritz & Heilmann-Clausen, 2010). L'absence de corrélation entre les teneurs en éléments traces de l'écorce et du lichen ne permettent pas toutefois de conclure quant à un transfert pour ces éléments (Adriaenssens et *al.*, 2012).
- Pour l'influence du sol sur la bioaccumulation des métaux lourds chez les lichens, Zhao et *al.* (2003 et 2010) rapportent une absence de corrélation entre la composition chimique du substrat et les teneurs des métaux lourds dans le lichen.

CHAPITRE II : DIVERSITE LICHENIQUE DANS LA FORET DE LA MAAMORA ET BIO-ESTIMATION DE LA CONTAMINATION ATMOSPHERIQUE SUR L'AXE ENTRE KENITRA ET MOHAMMADIA

ELRHZAoui Ghita, DIVAKAR Pradeep Kumar, CRESPO Ana, TAHIRI Hikmat & EL ALAOUI-FARIS Fatima Ezzahra. Contribution à l'inventaire des lichens épiphytes du canton A de la forêt de la Maâmora. *International Journal Of Advanced Research in Engineering & Management* (IJAREM). 2 (3), 53-57. 2016.

I. Introduction

Les lichens sont des végétaux pionniers qui colonisent tous types de milieux terrestres, forestiers et urbains. Ils sont présents sous tous les climats du tempéré à l'austral et à toutes les latitudes. Ces organismes correspondent à une association symbiotique entre un champignon qui sert de support et une algue verte ou une cyanobactérie qui fournit les photosynthétats au champignon.

La forme du lichen est déterminée par le champignon, qui forme un tissu compact et filamenteux enveloppant d'innombrables algues unicellulaires appelées gonidies.

La classification des lichens se base sur la morphologie des thalles et sur les apothécies et sorédies, reconnues comme les organes de reproduction. La classification d'Alexander Zahlbruckner (1907), malgré son ancienneté, garde une valeur pratique. Elle décompose la classe des lichens selon la classification suivante :

- Sous-classe des *Ascolichenes*, caractérisée par des spores produites dans des asques. Elle comprend : les *Pyrenocarpeae*, comptent environ dix-sept familles, ce sont des lichens à thalle en général crustacé et à ascocarpes s'ouvrant par un pore ; et les *Gymnocarpeae*, regroupent environ trente et une familles, ont des thalles diversifiés et des ascocarpes plus ou moins largement ouverts.
- Sous-classe des *Basidiolichenes* ou *Hymenolichenes*, se distinguent par des spores produites sur des basides. Cette sous-classe regroupe une vingtaine d'espèces, toutes tropicales, réparties en trois genres.

La distribution des lichens est influencée par différents facteurs : l'eau, la lumière, la température, le vent et le substrat (Goujon, 2004). L'eau et la lumière sont essentielles à tous les êtres vivants autotrophes. Des variabilités d'exigences et de tolérance des niveaux de dessiccation et de luminosité déterminent la répartition des différentes espèces de lichens. Quant au vent, il permet la dispersion des fragments des lichens et joue ainsi un rôle important dans leur multiplication végétative.

Les facteurs biotiques influencent également la répartition des lichens notamment la concurrence vitale au sein de ces organismes mais aussi entre les lichens et les autres plantes. En effet, les plantes vasculaires en modifiant localement les conditions climatiques et substratiques créent ainsi des microclimats et des micro-stations favorables au développement des lichens. S'y ajoute l'action anthropozoïque qui se manifeste surtout mécaniquement lors du piétinement entraînant la fragmentation des thalles ; et chimiquement par l'enrichissement de

l'atmosphère et du substrat en ammoniac, en nitrate et en phosphate qui sont les facteurs biotiques les plus déterminants de la répartition des lichens (Agnan *et al.*, 2013).

Selon, la nature minérale ou organique du substrat les lichens se répartissent en plusieurs catégories : lichens corticoles, lichens saxicoles, lichens terricoles, etc. Chez les espèces corticoles les paramètres physico-chimiques liés à l'espèce du phorophyte et à sa maturité, comme le pH de l'écorce peuvent influencer les cortèges d'espèces de lichens (Easton, 1994 ; Gauslaa, 1995 ; Spier *et al.*, 2010 ; Fritz & Heilmann-Clausen, 2010).

Au Maroc, les premiers recensements lichéniques sont les travaux de Bouly de Lesdain entre 1905 et 1924 dans la région de Larache. D'autres contributions concernant la flore lichénique marocaine ont été réalisées par Maheu & Guillet (1924) au niveau de la zone de Casablanca. Maheu (1928) a publié une liste de la flore lichénique du Rif. Szatala quant à lui s'est intéressé entre 1929 et 1931 à la flore lichénique du Haut et du Moyen Atlas.

Toutefois Werner demeure le botaniste qui a le plus travaillé sur les lichens au Maroc, il a entrepris diverses expéditions au Rif, au Haut et au Moyen Atlas et il a publié en 1930 un article pertinent intitulé « la flore cryptogamique du Maroc ». En 1949, il a rapporté que la flore marocaine des lichens compte 630 espèces, avec 330 espèces communes avec l'Algérie contre la Tunisie qui compte à peu près 415 espèces.

Faurel *et al.* (1951, 1952, 1953), Trotet (1965), Asta *et al.* (1972) et Arvidsson (1979) ont tous enrichi notre connaissance sur la diversité des champignons lichénicoles du Maroc. Egea en 1996 a publié un catalogue pertinent de 1835 taxons de champignons lichénisés et lichénicoles marocains : le Rif recense 549 taxons, suivi par les régions nord ouest et le Moyen Atlas avec 395 taxons, le Haut Atlas compte 297 taxons, vient après l'Anti Atlas avec 267 taxons, le sud ouest marocain avec 116 taxons, les régions du centre marocain comptent 188 taxons, tandis que les Hammadas, avec 23 taxons, se distinguent par la plus faible richesse lichénique.

Le catalogue de la flore lichénique marocaine comprend 1211 espèces répartis en 173 genres. Les genres les plus riches sont *Lecanora* : 85 taxons, *Cladonia* : 73 taxons et *Parmelia* : 73 taxons (Ajaj *et al.*, 2013).

Nattah *et al.* (2013) ayant entrepris des études de prospection dans la réserve de Sidi Boughaba, site Ramsar de 150 ha clôturé et protégé du pâturage et de la coupe illicite, ont pu décrire huit espèces lichéniques, qui sont : *Arthonia pruinata*, *Cladonia foliacea* var. *convoluta*, *Cladonia furcata* subsp. *furcata* morph. *pinnata*, *Pyrenula macrospora*, *Dimerella lutea*, *Ramalina subgeniculata*, *Toninia aromatica* et *Usnea marocana*.

Par ailleurs, il est utile de rappeler que les lichens revêtent un grand intérêt dans le bio-monitoring de la qualité de l'air. Ces organismes sont largement utilisés pour mesurer l'exposition des écosystèmes terrestres aux métaux traces ou à divers composés organiques tels que les polychlorobiphényles : PCB, les hydrocarbures aromatiques polycycliques : HAP ou les dioxines (Guidotti et *al.*, 2003 ; Giraudeau, 2009 ; Denys & Gombert, 2009 ; Llopi et *al.*, 2012 ; Agnan et *al.*, 2013 ; Shukla et *al.*, 2013).

De même, la diversité lichénique est utilisée comme un indicateur pour surveiller les effets de la pollution de l'air dans les zones urbaines ou industrielles (Van Haluwyn & Lerond, 1986 ; Stamenkovic et *al.*, 2010). Cette dernière modifie les communautés de lichens elle se traduit, selon la nature et la concentration des polluants, par un appauvrissement en termes de richesse et d'abondance (Llopi et *al.*, 2012).

Cette indication écologique présente de nombreuses facettes : il s'agit certes de la présence / absence de certaines espèces ou cortèges d'espèces, face à certaines situations, mais aussi de leur capacité à stocker à long terme certains éléments, les éléments traces et les métaux lourds en particulier. En effet, ces organismes de par leur nature biologique, montrent un développement d'une grande sensibilité aux conditions du milieu qui les abrite. Ainsi, les lichens sont les premiers êtres vivants touchés par la pollution de l'air. Cette hypersensibilité est due à l'absence des stomates en effet les lichens absorbent sans discrimination : air, eau et impuretés telles que les poussières, substances diverses et gaz dissous.

La majorité des lichens sont dépourvus de tout mécanisme de défense et d'élimination. Ils accumulent indifféremment toutes les substances nutritives y compris les polluants. Les lichens sont de très bons bio-indicateurs (Nash, 2010). Certaines espèces sont particulièrement tolérantes et résistent mieux que d'autres aux agressions polluantes (Conti & Cecchetti, 2001 ; Giordani, 2007 ; Nash, 2010).

L'analyse d'un peuplement lichénique donne des indications fiables sur les niveaux de perturbations du milieu qui l'abrite. Selon Dale & Beyeler (2001), les lichens sont les bio-estimateurs de la qualité de l'air les plus appropriés, et doivent être recommandés même dans les protocoles gouvernementaux des pays (Sigal, 1988 ; McCune & Geiser, 2009).

Ces organismes, par leur biologie, sont de véritables hygiomètres d'une grande sensibilité et donnent à leur manière une mesure de la salubrité de l'air soit par leur disparition, ou leur apparition si on raisonne par communauté lichénique ; soit par des modifications au niveau morphologique et physiologique à l'échelle individuelle (Gilbert, 1965 ; Hawksworth & Rose,

1970 ; Delzenne-Van Haluywn, 1973). Cette sensibilité des lichens varie selon les espèces et même chez la même espèce selon les différentes populations (Sigal, 1988 ; Nash, 2010).

Cette sensibilité aux contaminants atmosphériques est due à leur grande longévité ; leurs parois cellulaires riches en polysaccharides et l'absence de système excréteur. Ces caractéristiques faisant d'eux des outils efficaces pour effectuer un mapping spatiale et temporelle des changements environnementaux dus à la contamination atmosphérique par divers polluants (Nimis et *al.*, 2002).

Plusieurs indices peuvent être utilisés pour évaluer qualitativement la qualité de l'air. Ces différentes méthodes d'appréciation de la qualité de l'air peuvent se combiner en une expression qui est l'Indice de Pureté Atmosphérique : IPA (De Sloover, 1964 ; De Sloover & le Blanc, 1970 et revu par Nimis et *al.*, 2002). Il s'agit d'une approche quantitative combinant le nombre et la tolérance d'un groupe d'espèces de lichens présent dans une zone d'étude avec leur sensibilité au stress environnemental. Ainsi, l'IPA permet de relier la fréquence d'abondance des espèces et leur degré de sensibilité aux polluants.

Cette cartographie de la diversité lichénique est une méthode rapide et peu coûteuse. Elle fournit une estimation de l'impact biologique de la pollution atmosphérique et de la qualité de l'air. En effet, la diversité des espèces dans une zone est étroitement liée à la qualité de l'atmosphère. Par conséquent, les changements dans les communautés de lichens sont corrélés avec les changements dans les niveaux de pollution atmosphérique.

Différentes variantes de la formule originale de l'IPA ont été proposées dans de nombreuses études (Asta & Rolley, 1999 ; Fernandez-Salegui et *al.*, 2006). Un certain nombre d'études d'IPA ont été appliquées dans différentes régions du monde, au voisinage d'installations industrielles : papeterie (Das et *al.*, 2013), centrales thermiques (Romeralo et *al.*, 2012), zones industrielles (Sim-Sim et *al.*, 2000) ou dans des parcs nationaux (Gibson et *al.*, 2013).

D'autres déterminations d'IPA ont été réalisées dans des agglomérations urbaines : Grenoble en France par Gombert et *al.*, 2004 ; Bariloche en Argentine par Calvelo & Liberatore (2004) et Calvelo et *al.*, (2009) ; Ohio aux États-Unis par Washburn & Culley (2006) ; Litz en Autriche par Zechmeister & Hohenwallner (2006) ; Aragon en Espagne par Blasco et *al.* 2008 ; Dimitrovgrad en Serbie par Stamenkovic et *al.* (2010).

D'autres études d'IPA ont concerné des zones géographiques plus vastes : Finlande et Russie par Mayer et *al.*, (2009) ; Méditerranée par Giordano et *al.* (2004) ; forêts slovènes par Jeran et *al.* (2002). Les valeurs de l'IPA ont été comparées aux données de la composition multi-élémentaires des thalles de lichen, la corrélation négative résultante indique que l'IPA est une méthode précise, fiable et relativement peu coûteuse pour détecter et évaluer la pollution atmosphérique (Calvelo & Liberatore 2004 ; Blasco et *al.*, 2008).

En 2018, Merabti et *al.*, en Algérie, ont travaillé sur l'indice de pureté atmosphérique sur plusieurs sites du Nord Ouest du pays pour évaluer la qualité de l'air via plusieurs indices notamment l'IPA. Les résultats fluctuaient entre 79,82 comme valeur maximale à Tinet En Nasr qui est une zone rurale montagneuse décalée des sources majeures de pollution contre 2,5 comme valeur minimale enregistrée dans la zone urbaine El Mhir.

En Inde, Das et *al.* en 2013 ont calculé l'indice de pureté atmosphérique dans 17 sites de la vallée de Barack, les valeurs de cet indice variaient entre 17 comme valeur minimale et 113 comme valeur maximale, certains sites avaient un IPA égale à 0 appelé aussi désert lichénique.

Les valeurs les plus basses ont été notées dans les sites proches des cimenteries et les zones à fortes activités urbaines. Syeda et *al.* en 2017 se sont penchés sur l'impact du trafic routier sur la qualité de l'air par l'étude de l'IPA au niveau d'un site nommé Hajira et environs et des localités au Nord : Poonch Azad Jammu et Kashmir, au Pakistan. Les résultats ont démontré que les zones qui connaissent un trafic routier dense ont un IPA faible par rapport aux zones rurales enclavées, loin des axes routiers.

Par ailleurs, en France, Dron et *al.*, en 2016 ont évalué la qualité de l'air du territoire intercommunal du Sud-Ouest-Provence qui abrite la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer et qui jouxte les complexes pétrochimiques du pourtour de l'étang de Berre, en appliquant l'IPA. Les observations effectuées indiquaient une atteinte à la biodiversité lichénique lorsqu'on se rapproche des grands centres industriels locaux, celle-ci diminuant de 22 espèces en zone éloignée à 10 espèces (pour un indice de pureté atmosphérique allant de 99,5 à 42,7) respectivement. D'où l'intérêt de cette approche dans la cartographie de la contamination atmosphérique.

Notre objectif dans la première partie de ce chapitre est d'inventorier les espèces de lichens et de relater l'état actuel de la diversité lichénique dans la forêt de la Maâmora et la relier aux principaux facteurs qui impactent négativement la richesse de la flore cryptogamique du site de notre étude. Notre étude vise également une meilleure connaissance de cette flore cryptogamique

afin de faciliter aux gestionnaires la mise au point de méthodes de gestion assurant les meilleures conditions de conservation et de réhabilitation de la diversité biologique.

La deuxième partie de ce chapitre met en avant l'intérêt de la richesse lichénique pour la cartographie de la qualité de l'air du milieu. Le but est d'éco-diagnostiquer et d'estimer les niveaux de pollution de l'air sur l'axe s'étendant de Sidi Yahya El Gharb à Mohammedia, en se basant sur l'indice de pureté atmosphérique.

II. Matériel et Méthodes

1. Sites de prélèvement des lichens étudiés

Pour la première partie, nous avons orienté notre recherche sur la flore lichénique du chêne liège, dans une partie du canton A de la forêt de la Maâmora au niveau du terroir des Ameurs sur un tronçon de 12 Km (Figure 2).

Selon Aafi (2005) la forêt de la Maâmora, est constituée de peuplements naturels à chêne liège, de peuplements artificiels composés de plusieurs espèces rattachées principalement aux genres *Eucalyptus*, *Acacia* et *Pinus*, et de terrains vides ; cet écosystème était considéré, autrefois, comme étant la subéraie d'un seul tenant et la plus étendue du monde (Natividade, 1956).

Sous l'effet de nombreux facteurs de dégradation, la forêt de la Maâmora a cédé la place à des formations pré-forestières et de matorrals à base d'espèces arbustives. Cette évolution régressive s'est traduite par une réduction de la densité du chêne liège, ce qui a donné lieu à l'apparition de matorrals à *Cistus salviifolius*, *Halimium halimifolium* etc. parsemés de quelques arbres de chêne liège et à l'apparition, dans le cas général de la régression de formations denses de chêne-liège sans strates arbustive et herbacée.

Le chêne liège prospère depuis le bord de la mer jusqu'à 1500-1600m en général. Il développe des peuplements sylvatiques importants en ambiance bioclimatique sub-humide, humide et per-humide à variantes tempérée, chaude, fraîche et localement froide.

Par son comportement à l'égard des facteurs climatiques, le chêne liège se place parmi les essences les plus plastiques, aussi bien du point de vue des températures que de la pluviométrie. Toutefois, il marque ses préférences pour des températures douces de l'ordre de 13 à 18 °C et craint les basses températures de l'ordre de moins 9 °C, si celles-ci durent plus de 3 jours. Les subéraies s'accommodent de précipitations moyennes annuelles pouvant varier de 200 à 400 mm.

Sept sites de collecte au niveau du terroir des Ameurs ont été identifiés dans cette forêt pour y faire les recensements lichéniques (Figure 2).

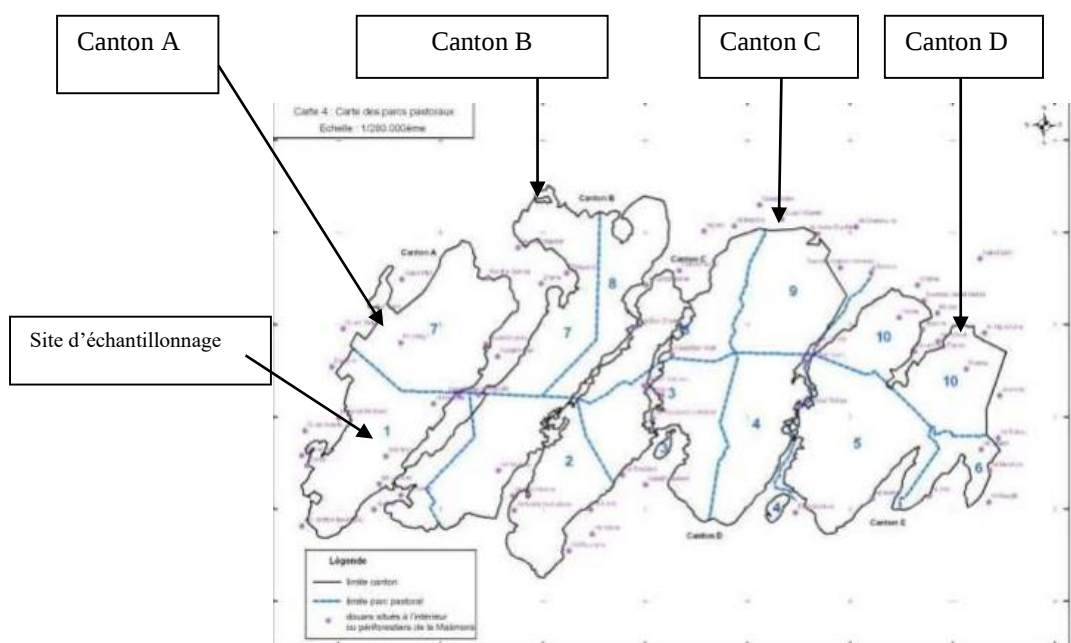


Figure 2 : Situation du canton A de la forêt de la Maâmore.

1-Terroir des Ameurs ; 2-Terroir des Aït Ali Oulad Lahcen ; 3-Hoceine Sehoul ; 4-Terroir des Kotbeyine ; 5-Terroir des M'Zeurfa ; 6-Terroir des Khezazna ; 7-Terroir des Ameur Haouzia ; 8-Terroir des Ameur Seflia ; 9-Terroir des Sfafa ; 10-Terroir des Oulad Yahia

Ce canton appartient à la Maâmore dunaire occidentale à relief peu accidenté à recouvrement sableux très important et sans érosion importante. Le bioclimat est subhumide avec des vents d'ouest et du sud-ouest humides et pluvieux provenant de l'Atlantique en hiver et des vents sud et sud-est chauds et secs en été (Bengueddour, 2013).

Le canton A présente une superficie et une densité importante de chêne liège, ceci est dû essentiellement aux conditions bioclimatiques favorables en raison de leur proximité de l'océan Atlantique (Aafi, 2005).

Pour la deuxième partie concernant la détermination des IPAs, on a procédé à des prélèvements sur 11 stations le long de l'axe d'étude de Sidi Yahya El Gharb à Mohammedia (Tableau 1).

Tableau 1 : Sites de prélèvement des lichens pour le calcul de l'indice de pureté atmosphérique.

Sites	Code	Coordonnées géographiques
Sidi Yahya El Gharb	S1	34,314293-6,330220
Kenitra (Forêt du côté de l'Université Ibn Tofail)	S2	34,242921-6,586429
Mehdia	S4	34,252156-6,671197
Forêt du côté de la Plage des Nations	S7	34,141709-6,724475
Rabat (Forêt d'Ibn Sina)	S3	33,988120-6,841816
Harhoura	S6	33,942343-6,933706
Forêt du côté de la Plage Sidi Abed	S8	33,910784-6,966722
Dar Essalam	S5	33,927606-6,830385
Bouznika du côté de la plage de Dahomey	S9	33,777438-7,232532
Forêt Mansouriya	S10	33,727653-7,336995
Mohammedia (Plage Mimosa)	S11	33,692904-7,407394

2. Collecte et identification des espèces lichéniques

Collecte des échantillons : Nous avons choisi des arbres, verticaux et non inclinés et ont approximativement le même diamètre (40 à 60 cm). Le recensement a concerné 10 phorophytes dans chaque station. Le recensement lichénique est limité sur le tronc entre 1m à 2m pour limiter les contaminations terrigènes (Crespo et *al.*, 1977).

Identification des espèces de lichens : Les observations de terrain parfois ne suffisent pas pour identifier un lichen, la détermination au laboratoire est effectuée, en s'aidant de plusieurs flores : Ozenda & Clauzade (1970) et des travaux de Van Haluwyn (2009), et cela sur la base des critères suivants :

- Le type de thalle : caractère qui permet de placer le lichen dans l'un des 7 types morphologiques suivants : lépreux, crustacé, squameux, foliacé, fruticuleux, composite ou gélatineux.
- La couleur du thalle : jaune, orangé, vert, vert bleu, brun, etc. En effet, les réactions colorées sont utilisées en taxonomie des lichens, beaucoup d'espèces prennent une couleur caractéristique du fait que la constitution chimique de chaque espèce est généralement constante ou varie très peu ; et beaucoup de lichens présentent des réactions colorées avec la potasse, l'hypochlorite de sodium, la paraphénylènediamine, etc. (Van Haluwyn & Asta, 2009). Les réactifs chimiques les plus utilisés sont la potasse et le chlorure de sodium ; d'autres réactifs comme le lugol (Iode : I) apporte des informations clés pour la détermination précise de certaines espèces (Sérusiaux et *al.*, 2004).

- **Chlore (Cl)**

Il s'agit d'une solution saturée d'hypochlorite de sodium ou de calcium dans l'eau distillée. Cette solution est remplacée par de l'eau de Javel. Cette réaction permet d'obtenir, instantanément ou après quelques secondes, des teintes orangées ou roses ou carmin, dues à des groupements hydroxyles en position « meta » et donnant, par oxydation, des quinones colorées (Jahns, 2007).

- **Potasse (K)**

Il s'agit de la potasse caustique en solution aqueuse à 10% (10 g de KOH pour 100 ml d'eau distillée) qui donne une teinte pourpre (rouge sang) due à la formation de quinones chez les lichens ayant des substances jaunes ou orangées comme c'est le cas de la pariétine (*Xanthoria parietina*), ou donnant une teinte violette aux apothécies rouges de certaines *Cladonia spp.* contenant de l'acide rhodocladonique (Sérusiaux et *al.*, 2004) et jaune sur celui des *Phycia spp.*

- **Paraphénylènediamine (P)**

C'est un réactif dangereux en cas d'inhalation et très instable. La réaction Paraphénylènediamine donne à certains lichens une teinte jaune, orangée ou rouge brique (Jahns, 2007).

- **Lugol ou iode (I)**

Il s'agit de 0,5 g d'iode et 1,5 g d'iodure de potassium dilués dans 100 ml d'eau distillée. Cette solution est commercialisée sous le nom de Lugol. Par exemple l'hyménium de certains *Arthonia* est I⁺ rouge (Gavériaux, 2012).

- **Acide nitrique (N)**

D'après Sérusiaux et *al.* (2004), l'application de ce réactif, qui est une solution à 50% d'acide nitrique, est fort utile pour déterminer les *Parmelia* bruns. Très corrosif, d'où l'importance de prise de mesures de précaution lors de son utilisation. Ce produit par exemple donne une couleur rose pâle à l'épithécium de *Lecanora*, une couleur rougeâtre avec *Lecidea* (Gavériaux, 2012).

- La forme, la couleur et la localisation des divers organes portés par le thalle : organes non-reproducteurs à types de poils, cils, fibrilles, rhizines, papilles, pseudocyphelles, etc., ou organes reproducteurs tels que les soralies, isidies, apothécies ou périthèces.
- Les caractères microscopiques de l'appareil reproducteur : apothécies, périthèces, asques, paraphyses et spores.

3. Indice de pureté atmosphérique (IPA)

L'IPA identifie la distribution des lichens selon leur fréquence ainsi que leur recouvrement selon les gradients de la pollution (Gries, 1996). Cette méthode d'appréciation de la qualité de l'air est la plus utilisée et cela d'une manière systématique dans plusieurs pays (Deruelle & García Schaeffer, 1983 ; Loppi et *al.*, 1992 Pirinstos et *al.*, 1993 ; McCarthy et *al.*, 2009). Cette approche qualitative combine aussi bien le nombre que la fréquence spécifique ainsi que leur tolérance vis-à-vis des polluants d'une zone donnée.

L'IPA est calculé selon l'équation :

$$IPA = \frac{1}{10} \times \sum_{i=1}^n (Q_i \times f_i)$$

i : l'espèce lichénique

n : le nombre total d'espèces dans la station

Qi : l'indice écologique de l'espèce i : le nombre d'espèces accompagnatrices de l'espèce i

Fi : le coefficient de fréquence et de recouvrement de l'espèce i

III. Résultats et discussion

1. Diversité lichénique dans le canton A de la forêt de la Maâmora

Sur l'ensemble de nos prélèvements au niveau du Canton A, si on se réfère au type de thalle (Figure 3), on note que 54 % des espèces lichéniques collectées sont des lichens crustacés, suivi par 26 % de lichens foliacés et en dernier lieu les fruticuleux avec un pourcentage de 20 %.

Sur le plan richesse spécifique, 38 espèces de lichens épiphytes appartenant à 13 familles ont été identifiées (Tableau 2). La famille des *Parmeliaceae* est représentée par 9 espèces, selon Ajaj et *al.* (2013) cette famille est la plus riche en espèces au Maroc. On a recensé 7 espèces rattachées à la famille des *Rocellaceae*, 6 espèces de *Physiaceae* et 4 espèces de *Pertusariaceae*.

Ces quatre familles regroupent 74 % des espèces de lichens. Les 26 % restantes c

concernent les neuf familles faiblement diversifiées et qui sont représentées par une à deux espèces chacune. Il s'agit des familles des *Candelariaceae*, *Chaetophoraceae*, *Chrysotrichaceae*, *Graphidaceae*, *Lecanoraceae*, *Lecideaceae*, *Ramalinaceae*, *Teloschistaceae* et *Thelotre mataceae*.

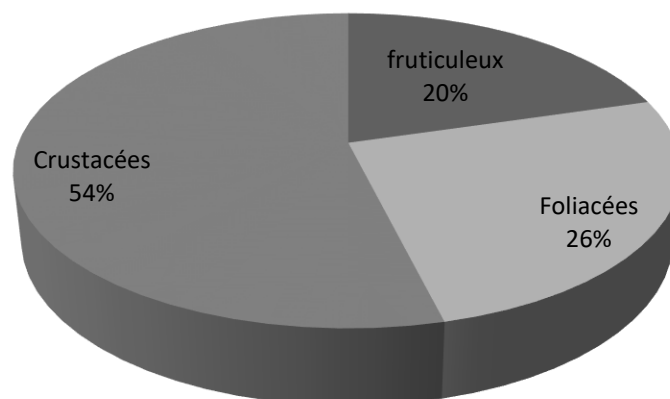


Figure 3 : Répartition des lichens échantillonnés en pourcentage selon le type de thalle dans le canton A de la forêt de la Maâmora.

Au Moyen Atlas, le travail de Ajaj et *al.* (2014) au niveau de la forêt d'Immouzzar Marmoucha a permis le recensement de 10 espèces rattachées à 9 genres : *Anaptychia*, *Evernia*, *Letharia*, *Parmelia*, *Physcia*, *Pseudevernia*, *Lecanora*, *Ramalina* et *Xanthoria* et relevant de 5 familles : *Physciaceae*, 1 espèce, *Parmeliaceae*, 6 espèces, *Lecanoraceae*, 1 espèce, *Ramalinaceae*, 1 espèce et *Teloschistaceae*, 1 espèce.

L'ordre des *Lecanorales* est représenté par 9 espèces et les *Teloschistales* avec une seule espèce. De leur côté Nattah et *al.* (2013) dans leur travail dans la réserve de sidi Boughaba, ont décrit huit espèces de lichens : *Cladonia foliacea* var. *convoluta*, *Cladonia furcata* subsp. *furcata* morph. *pinnata*, *Toninia aromatica*, *Pyrenula macrospora*, *Dimerella lutea*, *Ramalina subgeniculata*, *Usnea marocana* et *Arthonia pruinata*.

La diversité de la flore lichénique se trouve compromise par, entre autres, la pollution atmosphérique entraînant l'altération des communautés lichéniques avec la disparition d'espèces sensibles à la pollution de l'air et l'apparition d'espèces résistantes (Eaton & Ellis, 2012 ; Karakoti et *al.*, 2014).

S'y ajoutent les actes mécaniques de l'homme tels que le piétinement et l'écrasement des thalles, et la contamination chimique qui enrichissent le milieu en ammoniacque et en nitrate (Van Haluwyn, 2009). Pour ces raisons, on remarque qu'autour des grandes agglomérations urbaines, ainsi que près des centres de pollution atmosphérique, la végétation épiphytique de

type bryophytes ou lichens corticoles se répartit selon un gradient de séries rayonnantes. Ces derniers permettent de mettre en évidence, progressivement mais inégalement suivant les directions, une végétation qui apparaît s'enrichir à mesure qu'on s'éloigne de la source de contamination (Calvelo & Liberatore, 2004).

D'un autre côté, on ne peut négliger l'impact des coupes forestières, qui conduisent à l'ouverture des milieux causant la disparition des espèces sciaphiles (Bricaud, 2006). Ces coupes forestières touchent systématiquement les organismes épiphytes, en détruisant leur habitat et en morcelant leur territoire ce qui limite leur dispersion, avec une dégradation des conditions microclimatiques comme l'augmentation soudaine de l'intensité lumineuse, la fragmentation par le vent des thalles attachés aux arbres situés à la marge des parcelles, etc. (Boudreault, 2001).

Un autre facteur d'altération très important est le déliègeage du *Quercus suber* rendant toute colonisation lichénique très difficile (El Rhzaoui et *al.*, 2016). Au fait, ce procédé de démasclage du Chêne liège est un frein au développement sur une longue durée des groupements lichéniques corticoles, ainsi qu'à la succession de différentes associations par maturation (Bricaud, 2006). Ce phénomène est frappant dans le site étudié et le même constat est enregistré au niveau du Parc National de Theniet-el-Had (Tissemsilt) en Algérie où l'on exploite le liège (Khedim, 2018).

Certaines espèces qui ont une préférence pour le chêne liège comme *Dimerella lutea*, *Ramalina subgeniculata*, *Usnea marocana* et *Arthonia pruinata* présentes dans le site de Sidi Boughaba mitoyen à la forêt de la Maâmora à l'Est (Nattah et *al.*, 2013), sont absentes dans notre site d'étude. En effet, *Arthonia pruinata* a été signalée, comme une espèce corticole, rencontrée au Maroc sur le chêne liège sur les troncs âgés (Werner, 1948, Faurel et *al.*, 1954), acidophile et aérohygrophile.

Tableau 2 : Liste des espèces lichéniques épiphytes recensées dans le canton A de la forêt de la Mâamora classées par familles.

Espèces	Type de thalle	Familles
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks) Stein	Crustacé	<i>Candelariaceae</i>
<i>Desmococcus vulgaris</i> F. Br.	Crustacé	<i>Chaetophoraceae</i>
<i>Chrysotrix candelaris</i> (L.) J. R. Laundon	Crustacé	<i>Chrysotrichaceae</i>
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	Crustacé	<i>Graphidaceae</i>
<i>Lecanora conozoides</i> Nyl.	Crustacé	<i>Lecanoraceae</i>
<i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Röhl.	Crustacé	
<i>Lecidea</i> sp. (Ach.) Stein	Crustacé	<i>Lecideaceae</i>
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	fruticuleux	<i>Parmeliaceae</i>
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	foliacé	
<i>Flavoparmelia</i> cf. <i>soredians</i> (L.) Hale	foliacé	
<i>Flavoparmelia</i> sp.	foliacé	
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	foliacé	
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	foliacé	
<i>Parmotrama reticulatum</i> Taylor	foliacé	
<i>Parmotrema hypoleucinum</i> (Steiner) Hale	foliacé	
<i>Parmotrema pseudoreticulatum</i> (Tavares)	foliacé	
<i>Pertusaria pertusa</i> (Weigel) Tuck.	Crustacé	<i>Pertusariaceae</i>
<i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl.	Crustacé	
<i>Ochrolechia</i> sp. Massal	Crustacé	
<i>Ochrolechia parella</i> (L.) Massel	Crustacé	
<i>Diploicia canescens</i> (Dicks.) Massal.	Crustacé	<i>Physiaceae</i>
<i>Dirinaria aplanata</i> (Fée) D.D. Awasthi	Crustacé	
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) Oliv.	foliacé	
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.	foliacé	
<i>Physconia enteroxantha</i> (Nyl.) Poelt	foliacé	
<i>Rinodina exigua</i> (Ach.) Gray	Crustacé	
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	fruticuleux	<i>Ramalinaceae</i>
<i>Ramalina pusilla</i> Le Prevost	Fruticuleux	
<i>Cresponea premnea</i> (Ach.) Egea & Torrente	Crustacé	<i>Rocellaceae</i>
<i>Dirina massiliensis</i> (Müll.) Arg.	Crustacé	
<i>Lecanactis</i> (Ach.) Korber	Crustacé	
<i>Opegrapha atra</i> Pers.	Crustacé	
<i>Opegrapha vulgata</i> (Ach.) Ach.	Crustacé	
<i>Opegrapha reticulata</i> Lam.et DC.	Crustacé	
<i>Schismatoma</i> (Müll. Arg.) Zahlbr.	Crustacé	
<i>Teloschistes villosus</i> (Ach.) Norman	Crustacé	<i>Teloschistaceae</i>
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.	foliacé	
<i>Thelotrema</i> Ach.	Crustacé	<i>Thelotremataceae</i>

Dimerella lutea a été aussi signalé par Nattah et al. (2013), est une espèce caractéristique des zones tempérées et ombragés (Purvis & coppins, 1992) mais nous ne nous l'avons pas rencontrée du fait que notre zone d'étude est située dans une clairière fortement ouverte.

Ramalina subgeniculata, absente dans notre site a été signalée par Bouly de Lesdain (1924) et Werner (1968) pour qui cette espèce serait caractéristique de la région centrale du Maroc, et surtout de la forêt du chêne liège, située autour de Rabat.

Usnea marocana, n'a pas été rencontrée dans notre site d'étude, quoique c'est une espèce corticole sur le chêne liège et a été signalée au Maroc dans la région centrale (Werner 1970) jusqu'à 300 m d'altitude, avec une moyenne annuelle en précipitation allant de 600 à 700 mm et une température minimale, caractéristiques des régions méditerranéennes (Fos & Clerc, 2000).

La forte pression exercée par l'homme et son bétail est parmi les principaux facteurs qui ont eu un effet néfaste et conduit à la régression de la forêt de la Maâmora sans oublier l'effet des techniques et méthodes d'exploitation programmées dans le cadre des projets d'aménagement. Les exploitations irrationnelles et abusives de ce patrimoine ont conduit et contribué d'une manière dramatique à la dégradation et à la régression de la forêt, ce qui se traduit par une perturbation dans la composition spécifique, une régression des superficies couvertes par le chêne-liège et une réduction du nombre des espèces floristiques et notamment les espèces lichéniques.

La disparition du sous-bois, sur de grandes superficies, a été à l'origine de la perturbation des conditions écologiques de la forêt de la Maâmora. Les programmes d'aménagement et traitements sylvicoles inadaptés ont été appliqués à l'écosystème de chêne liège depuis les premiers travaux d'aménagement de 1954, ce qui est, en grande partie, à l'origine de sa dégradation (Benabid, 1989).

De même, les opérations de nettoyage et de débroussaillage mal dosées ont été à l'origine de la disparition de beaucoup d'espèces ; aussi la charge pastorale reste excessive et incontrôlée au niveau de l'écosystème de chêne liège (Aafi et al., 2005). Ce qui entraîne la disparition ou la réduction du nombre des espèces lichéniques.

Signalons que les vieux arbres sont nettement plus riches en lichens que les jeunes. Ainsi, la raréfaction des arbres âgées (Rose, 1976) en raison du traitement forestier avec le déliègeage sont des facteurs limitant du nombre d'espèces de ces milieux naturellement riches en flore cryptogamique (El Rhzaoui et *al.*, 2016).

2. Diversité lichénique et indice de pureté atmosphérique

L'espèce la plus abondante est *Xanthoria parietina* (Tableau 3) avec une fréquence totale de 12,27. C'est une espèce nitrophile, héliophile et toxitolérante (Augusto et *al.*, 2009 ; Van Haluwyn et *al.*, 2013). L'espèce *Diploicia canescens* est également présente sur l'ensemble des stations, mais avec une abondance plus faible soit une fréquence moyenne de 7,26. Ces espèces sont caractéristiques des milieux fortement perturbés et anthropisés (Llopiet *al.*, 2012 ; Paoli et *al.*, 2014).

Les changements qui touchent la flore lichénique sont très utilisés dans le bio-monitoring des métaux lourds, révélant des degrés de pollution (Shukla & Upreti, 2007 ; Calvelo et *al.*, 2009). Ils reflètent intégralement le niveau de contamination d'une zone donnée (Bajpai et *al.*, 2004 et 2010 ; Rani et *al.*, 2011). Ainsi, la pollution azotée est indiquée par exemple par des espèces nitrophiles telles que : *Amandinea punctata* (Hoffm.) Coppins & Scheid., *Parmelia sulcata* Taylor (Fr.) H. Oliver, *Physcia tenella* (Scop.) DC. et *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.

Tableau 3 : Fréquences moyennes des espèces lichéniques dans les différentes stations d'étude.

Stations	Espèces	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	Fréquence moyenne
<i>Chrysotrix candelaris</i> (L.) J. R.		0,1		0,7	0,5	0,4	0,6	0,1	0,5	0,1	0,7	0,1	3,8
<i>Cresponea</i> sp. (Ach.) Egea &				0,4		0,5				0,7			1,6
<i>Desmococcus</i> sp. F. Brand		0,1	2	1,14	1	0,1	1	0,1	0,5		0,7	0,1	9
<i>Diploicia canescens</i> (Dicks.) A.		0,1	1	0,57	1,4	1,5	2,3		0,6	1,2		0,1	7,27
<i>Dirina</i> sp. (Dicks.) Massal				0,14		0,1	0,9		0,3				1,44
<i>Dirinaria aplanata</i> (Fée) D. D.									0,6	0,1			0,7
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.		0,1	0,3	0,14	1,6	3,7	1,7	0,1	0,1	2	2	0,2	11,9
<i>Flavoparmelia</i> sp. (L.) Hale								0,1	0,6		0,1		0,8
<i>Graphis</i> sp. (L.) Ach. F.				0,28		0,8			0,3	1	0,1		2,5
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl. F					0,1	3,5							3,4
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach.) M.						0,7		0,1			0,2		1
<i>Lecanora conozoides</i> Nyl. C.								0,1					0,1
<i>Lecanora dispersa</i> (Pers.) Röhl.				0,7	1,1	1,6	0,7				0,2		3,2
<i>Lecanora horiza</i> (Ach.) Lindasy						1,7	0,7						2,4
<i>Lecanora varia</i> (Hoffm.) Ach.		0,1						0,1	0,8			0,1	1,1
<i>Lecidea</i> sp. (Hoffm.) Ach.						0,7			0,5	0,6			1,8
<i>Lecidella</i> (Ach.) M. Choisy								0,1	0,1		0,8	0,1	1,1
<i>Ochroleciasp</i> sp. Massal					0,7								0,7
<i>Opegrapha atra</i> Pers. C.		0,1		0,28	0,9							0,1	1,38
<i>Parmelia caperata</i> (L.) Hale					2,4	3,7	0,1						6,2
<i>Parmotrema hypoleucinum</i>					3,2	2,7			0,1		0,3		6,3
<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds.) M.					3,1			0,1	0,1				3,3
<i>Parmotrema pseudo reticulatum</i> (Tay.) M. Choisy								0,1	0,6				0,7
<i>Parmotrema reticulata</i> (Tay.) M.								0,2			0,5		0,7
<i>Pertusaria pertusa</i> (Weigel) Tuck.											0,7		0,7
<i>Pertusaria subfusca</i> (Weigel) Tuck.									0,3				0,3
<i>Pertusaria yellow</i> (Weigel) Tuck.					0,6	1			0,6				2,2
<i>Physcia adscendens</i> (Fr.) Oliv. Fr.				1		0,7	1,7						3,4
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach. Fr.								0,1					0,1
<i>Ramalina clementeana</i> (L.) Ach. Fr.								0,1					0,1
<i>Ramalina</i> . sp. (L.) Ach.			1		0,6	0,9				0,1	0,7		3,3
<i>Rinodina exigua</i> (Ach.) A. Massal								0,1	0,3				0,4
<i>Roccella sorediada</i> Theler								0,1					0,1
<i>Schismatomma</i> (Ach.) A. Massal				0,29		0,8			0,5				1,59
<i>Thelotrema</i> (Huds.) Hafellner								0,1	0,8				0,9
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.			7,6	1,57	0,6		0,6	0,1		1,8			12,27

Nos sites étudiés ont été caractérisés par une majorité d'espèces lichéniques à thalles crustacés telles que *Lecanora dispersa* généralement résistantes à une forte pollution atmosphérique (Van Haluwyn et al., 2013). Une espèce de lichens fruticuleux : *Evernia prunastri*, a été fréquente dans nos sites avec une moyenne de 11,94 signalant une zone à pollution moyenne (Van Haluwyn et al., 2013).

Par ailleurs, on a signalé la présence de certaines espèces acidophiles telle que *Chrysothrix candelaris*, qui a été caractérisée par une fréquence moyenne de 3,8 ; cela a été observé à proximité d'une cimenterie en Slovaquie (Paoli et *al.*, 2011et 2014).

De même, nous avons noté une augmentation de nombreuses espèces toxitolérantes, cas de *Xanthoria parietina* et *Diploicia canescens*, résistantes aux pollutions atmosphériques, et qui ont été observées au niveau de nos stations les plus touchées par la pollution.

A partir des résultats relatifs à l'indice de pureté atmosphérique obtenus respectivement pour chaque station (Tableau 4) nous pouvons apprécier de manière globale, la qualité de l'air pour chacune de ces stations.

Tableau 4 : Indices de pureté atmosphériques des différentes stations.

Stations	IPA
S1 (Sidi Yahya El Gharb)	2,00
S2 (Kenitra)	4,20
S3 Rabat (Forêt Ibn Sina)	15,60
S4 (Mehdia)	17,64
S5 (Dar Essalam)	24,0
S6 (Harhoura)	4,88
S7 (Plage des Nations)	13,84
S8 (Plage Sidi Abed)	4,48
S9 (Bouznika)	9,00
S10 (Forêt Mansouriya)	6,92
S11 (Mohammedia proche de la plage mimosa)	7,20

Il ressort de cette analyse que certaines stations ont un indice de pureté atmosphérique faible qui traduit une assez mauvaise qualité de l'air d'où une présence limitée du nombre d'espèces lichéniques avec également un faible taux de recouvrement. Concrètement, le site S1, Sidi Yahya El Gharb, a un indice de pureté atmosphérique ne dépassant pas 2, suivi par le site S2, Kenitra, avec une valeur de 4,2 tandis que les sites S6, Harhoura et S8, Sidi Abed, ont des valeurs aussi basses mais très proches 4,88 et 4,48 respectivement (Tableau 4). Toutes ces valeurs ne dépassant pas un indice de pureté atmosphérique de 5, selon l'échelle de Rouidi revue par Fadel et *al.* en 2009 (Tableau 5), témoignent des milieux fortement pollués.

Selon cette échelle, la région de Bouznika (S9) serait considérée comme polluée. De telles valeurs ne peuvent qu'être indicatrices d'une très mauvaise qualité de l'air puisque l'IPA est inférieur à 15 (Gombert et *al.*, 2004). La Forêt Ibn Sina (S3), Mehdiya (S4) et le site de Dar Essalam (S5) du côté de la forêt Mkhinza affichent des valeurs d'IPA de 15,6, 17,64 et 24

respectivement correspondraient à des milieux non pollués car elles montrent un IPA supérieur à 15. La région de Dar Essalam a été même qualifiée de site de référence par Moutia (2004) compte tenu de son éloignement de nombreuses sources de pollution notamment celles relatives aux axes routiers.

Tableau 5 : Echelle de pureté atmosphérique (Rouidi, 1999) modifiée par Fadel et al. (2009).

IPA	Degré de pollution
0-05	Station fortement polluée
05-10	Station polluée
10-15	Station faiblement polluée
Supérieur à 15	Station non polluée

Les résultats que nous avons obtenus nous ont permis de confirmer que l'utilisation d'un matériel biologique de nature lichénique peut dans n'importe quelle zone dépourvue d'analyseurs physiques de l'atmosphère de mesurer et de cartographier la pollution de l'air. Les résultats du recensement des lichens de la région étudiée ont montré de manière évidente que plus la pollution est importante plus le nombre d'espèces sensibles à la pollution diminuent ainsi que leur taux de recouvrement.

Les résultats de l'indice de pureté atmosphérique obtenus respectivement pour chaque station ont fait apparaître de manière globale, la qualité de l'air pour chacune d'entre elles. C'est ainsi que nous avons constaté que les espèces lichéniques les plus résistantes comme *Xanthoria parietina* sont présentes même dans les zones à forte activité industrielle tandis que les plus sensibles ou espèces poléophobes comme *Parmelia caperata* sont localisées dans des zones relativement éloignées des sources de pollution tels que les sites S4 (Mehdia) et S5 (Dar Essalam) correspondant à des sites forestiers avec une végétation relativement dense.

La flore lichénique, à travers sa diversité, est fortement altérée par les émissions industrielles et routières. Des résultats similaires ont été rapportés par certains auteurs (Gombert et al., 2004 ; Blasco et al., 2008 ; Branquinho et al., 2008) lors de leurs analyses de sites industriels ou des zones fortement urbanisées présentant de fortes pressions anthropiques.

L'utilisation de l'IPA a montré aussi sa pertinence dans l'évaluation de la qualité de l'air dans de nombreuses zones du monde telles que les régions avoisinantes des centrales thermiques (Romeralo et al., 2012), celles proches des zones d'incinération de déchets solides (Loppi et al., 2012), des zones industrielles (Sim-Sim et al., 2000) et aussi au niveau des parcs nationaux (Gibson et al., 2013).

Calvelo & Liberatore (2004) ont démontré une corrélation négative entre le degré de pollution et l'IPA. Ces résultats sont d'une grande utilité dans la compréhension de l'évolution de la qualité de l'air d'une région donnée, surtout s'ils sont couplés à des analyses physico-chimiques (Gombert et *al.*, 2004). Dans le chapitre suivant, on procédera aussi à l'étude de la corrélation entre les valeurs de l'IPA obtenues et les résultats de dosage des métaux lourds dans les lichens par la spectrométrie d'absorption atomique, au niveau des mêmes sites échantillonnés, pour vérifier l'éventuelle complémentarité des deux approches biologique et physico-chimique.

IV. Conclusion

Suite au recensement des lichens dans le canton A, il en ressort l'urgence de proscrire l'exploitation forestière dans cette partie de la Maâmora, pour préserver la biodiversité des milieux boisés (Khédim et *al.*, 2018). En plus de l'exploitation forestière, il y a la problématique du surpâturage, avec une cadence dépassant de loin les possibilités de régénération naturelle. Laaribiya et *al.*, (2013) ont signalé qu'en période de sécheresse les bergers s'attaquent aux arbres par ébranchage et déliegeage, pour en tirer des unités fourragères supplémentaires aux troupeaux au niveau de la Maâmora. Ce phénomène participe largement aux blessures des arbres et ouvre les portes au dépérissement des arbres de chêne liège.

La mise en défens s'impose en protégeant les vieux arbres qui souvent difformes et tortueux mais sont un milieu d'élection pour certaines espèces notamment les plus rares. Ils doivent être préservés, de même que les bois morts sur pied ou tombés au sol (Bricaud, 2006). L'exploitation forestière peut modifier le microclimat par l'assèchement de l'atmosphère, constituant une menace pour la flore lichénique.

D'autre part, l'application de l'IPA facilite l'expression cartographique des données recueillies. Concrètement grâce à cet indice, on peut conclure que le site de Dar Essalam semble le moins touché par la pollution avec un indice IPA d'une valeur de 24, suivi par Mehdiya avec un IPA de 17,65 et ce par rapport à des sites comme Sidi Yayha El Gharb qui affiche un IPA de 2 et Kenitra dont l'IPA ne dépassant pas la valeur de 5.

Rappelons toutefois que cet indice ne spécifie pas le type de pollution (Gombert et *al.*, 2004) ; il ne montre pas les interactions entre les différentes sources de pollution comme le trafic routier, l'industrie et autres (Gombert et *al.*, 2004), mais sert à établir une caractérisation globale de la pollution de l'air en se basant sur la flore lichénique épiphytes (Loppi et *al.*, 2012), d'où l'intérêt de pousser les investigations pour mieux caractériser cette forme de pollution et en définir les sources par le dosage des métaux lourds.

CHAPITRE III : BIOACCUMULATION DES METAUX LOURDS PAR LES LICHENS

Ghita ELRHZAOUI, Pradeep Kumar DIVAKAR, Ana CRESPO & Hikmat TAHIRI. Biomonitoring of air pollutants by using lichens (*Evernia prunastri*) in areas between Kenitra and Mohammedia cities in Morocco. *LAZAROA*. 36, 21-30. 2015a.

Ghita ELRHZAOUI, Pradeep Kumar DIVAKAR, Ana CRESPO, Hikmat TAHIRI & Fatima Ezzahra EL ALAOUI-FARIS. *Xanthoria parietina* as a biomonitor of airborne heavy metal pollution in forest sites in the North East of Morocco. *LAZAROA*. 36, 31-41. 2015b.

I. Introduction

La bio-surveillance lichénique de la qualité de l'air consiste en l'utilisation des réponses : moléculaires, biochimiques, cellulaires, physiologiques, tissulaires, morphologiques et écologiques, d'un ensemble de lichens pour prévoir et / ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

En fonction des niveaux de réaction des lichens aux polluants, quatre concepts de bio-surveillance sont distingués :

- la bio-intégration, concerne les modifications de la présence et de l'abondance des espèces ;
- la bio-indication, correspond aux altérations macroscopiques individuelles, morphologiques ou tissulaires ;
- la recherche de bio-marqueurs, est liée aux réactions précoces infra individuelles invisibles, comme les altérations cellulaires ou moléculaires ;
- la bioaccumulation, est l'aptitude à accumuler les contaminants atmosphériques.

Les lichens sont très sensibles à la pollution ce qui justifie leur utilisation en tant que bio-indicateurs. Ils sont capables d'absorber des éléments quoique non vitaux pour la croissance de leurs organismes. Les lichens absorbent tout, et sans discrimination en utilisant directement l'eau de pluie, avant qu'elle puisse se débarrasser de ses polluants, en la stockant dans leurs hyphes (Sujetovienè et *al.*, 2019).

L'accumulation des métaux lourds par les lichens a été rapportée pour la toute première fois, en Finlande sur des gisements riches en minéraux naturels (Lounamaa, 1956 et 1966). Depuis, de nombreux travaux ont montré l'existence d'une accumulation importante de métaux lourds par les lichens dans les zones où l'air est pollué (Bozkurt, 2017), mais aussi de radionucléides tels que le Polonium et l'Uranium qui appartiennent aux émetteurs alpha les plus radio-toxiques et dangereux (Loppi & Pirinistos, 2003 ; Di Lella et *al.*, 2004 ; Boryło et *al.*, 2016 ; Galhardi et *al.*, 2017).

Contrairement aux plantes supérieures, les lichens ont une très grande aptitude à accumuler les métaux lourds vu l'abondance des espaces intercellulaires de la médulle en plus de l'absence de cuticule (Kumari, 2019). Selon Garty (2001) les lichens fonctionnent comme des échangeurs d'ions ou des chélateurs ; ils ont à la surface de leur thalle une charge négative nette. L'absorption de métaux serait rapide, réversible et dépendante du pH du milieu et de la concentration du métal dans la solution.

En outre, la chitine, présente dans les parois des cellules lichéniques, est également évoquée comme fixateur de métaux. Certains lichens sont très sélectifs en matière d'absorption des métaux lourds (Tableau 6) ; cela serait dû probablement à leur capacité d'absorption différentielle et leur pouvoir échangeur de cations (Carreras & Pignata, 2007). Toutes ces propriétés, entre autres, font des lichens de bons bio-accumulateurs des métaux lourds (Legally et al., 2013).

Tableau 6 : Exemples d'espèces lichéniques utilisées dans les études récentes de bio-surveillance des métaux lourds (Rzepka & Cuny, 2008).

Espèces lichéniques	Pays	Problématique	Eléments chimiques	Références
<i>Parmelia texana</i> Tuck.	Brésil	Identification des sources de pollution industrielle et routière dans la région de Sao Paulo	As, Ba, Br, Co, Cr, Cs, Fe, La, Mn, Mo, Rb, Sb, Se, U, Zn	Fuga et al., 2008
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	Italie	Evolution temporelle de la Pollution	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Loppi et al., 2004
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	Ghana	Dépôts des métaux lourds au centre et en périphérie d'une ville industrielle.	Al, Cr, Fe, Mn, Se, Th, Ti, V	Nyarko et al., 2006
<i>Parmotrema reticulatum</i> Taylor	Chine	Evolution de la pollution de fond sur 30 ans	Ag, As, Au, Ba, Ce, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, La, Mo, Ni, Rb, Sb, Sc, Se, Sr, Tb, Th, U, W, Yb, Zn	Zhang et al., 2002
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr	Italie	Imprégnation de l'environ. dans les provinces de Livourne. (Influences, industrielle et routière) -Pollution de fond dans la région de Venise (200 sites)	As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, V, Zn Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn	Scerbo et al., 2002 Nimis et al., 2000

Les espèces choisies pour de telles études sont généralement des lichens poussant sur des troncs d'arbres dits épiphytes et présentant une répartition géographique assez large permettant une récolte en quantités suffisantes. Il faut noter aussi que la capacité d'accumulation des lichens en polluants est fortement influencée par la surface du thalle (Adamo et al., 2007). Ainsi, parmi les lichens utilisés, ceux à thalle foliacé ou fruticuleux tels que *Parmelia caperata*, *Parmelia sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Xanthoria parietina*, *Evernia prunastri* et *Pseudevernia furfuracea*.

Toutes ces espèces présentent de grandes surfaces d'adsorption des polluants et des échanges importants avec le milieu où ils se développent (Adamo et al., 2007). L'espèce *Phaeophyscia hispidula* par exemple est largement étudiée en Inde pour évaluer la qualité de l'air, en raison de son abondance et sa tolérance à la pollution de l'air (Conti & Cecchetti, 2001 ; Garty et al., 2003 ; Loppi & Frati, 2006 ; Shukla & Upreti, 2007 et 2009).

La tolérance des lichens vis-à-vis de la pollution varie d'une espèce à une autre (Folkeson, 1979). Cependant, certaines espèces comme *Cladonia sp.* appartiennent au rang des très faibles bio-accumulateurs. La présence de *Flavoparmelia caperata*, *Hypogymnia physodes*, *Pseudevernia furfuracea*, *Usnea hirta* qualifiées d'accumulateurs sévères (Aprile et al, 2010), peut témoigner d'une forte contamination du substrat et donc revêtent une importance écologique particulière du fait qu'elles font partie des espèces pionnières dans les sites fortement affectés par les activités anthropogènes (Osyczka & Rola, 2013).

Au Maroc, Senhou et al. (2002) ont mis en évidence l'intérêt que peut avoir les espèces : *Xanthoria parietina*, *Evernia prunastri* et *Parmelia sulcata*, dans les programmes de biomonitoring. Selon, les auteurs sus cités, *Xanthoria* a un grand potentiel d'accumulation du Pb, Zn, Fer, Cu et Cr. L'analyse des éléments traces métalliques dans les lichens et les écorces du chêne liège les abritant a démontré que les premiers accumulent deux fois plus que le deuxième (Moutia, 2004). L'étude de la sensibilité des bio-accumulateurs montre que les meilleurs bio-moniteurs de pollution atmosphérique sont *Xanthoria parietina* (Moutia, 2004) et *Parmelia sulcata* compte tenu de leur abondance et de la morphologie de leur thalle permettant le piégeage de particules atmosphériques (Gaudry et al., 2003).

Une autre étude (Alami et al., 2014) a été entreprise pour évaluer les niveaux de contamination métallique due au plomb, cadmium et zinc, dans les thalles du lichen *Xanthoria parietina*, récoltés dans la région de Rabat-Salé-Kénitra, a montré une importante pollution métallique, causée par le trafic routier dans cette région, à laquelle s'ajoute les rejets des poteries de l'Oulja de Salé.

A Agadir, Monna et *al.* (2012) ont collecté une trentaine d'échantillons de lichens sur un transect de 150 km dans le sud ouest du Maroc. Ils ont montré que les concentrations des métaux lourds : Cu, Pb et Zn, ont tendance à être élevées surtout dans les points de collecte proches des zones urbaines. Par ailleurs, l'étude a montré que la contamination au plomb reste élevée et que le trafic contribue à plus de 50 % dans cette contamination plombique.

Différentes techniques physico-chimiques sont utilisées pour la détermination des teneurs en métaux lourds accumulés chez les lichens. C'est le cas de l'analyse par activation neutronique : AAN, la chronopotentiométrie, la spectrométrie de masse : ICP-MS, la spectrométrie d'émission à plasma inductif : ICP-AES et la spectrométrie d'absorption atomique : SAA. Certaines méthodes sont dites qualitatives, se basent sur la corrélation entre la végétation lichénique et le niveau de pollution, d'autres telle que la SAA sont plutôt quantitatives, elles permettent le dosage des polluants dans les tissus des lichens (Signoret, 2002). Selon cet auteur, cette dernière technique la SAA, permet de doser les éléments chimiques d'origines métalliques et non métalliques. Les applications de cette technique seront nombreuses étant donné qu'on atteint généralement des concentrations inférieures au mg/kg (ppm).

Dans notre travail, et afin d'avoir une estimation de la qualité de l'air par une approche passive, nous avons eu recours à deux méthodes : la spectrométrie d'absorption atomique SAA pour le dosage d'éléments traces métalliques dans le thalle d'*Evernia prunastri* et la spectrométrie d'émission à plasma inductif : ICP-AES pour le dosage d'éléments traces métalliques dans le thalle de *Xanthoria parietina*. En effet, il aurait été souhaitable d'utiliser le même support biologique afin de comparer la pertinence de chacune des deux méthodes ; mais, pour des raisons techniques indépendantes de notre volonté cela n'a pas pu être réalisé.

Dans cette partie de notre étude, nous nous sommes fixés comme objectifs :

- De définir les sources d'imprégnation des métaux lourds.
- D'évaluer la pertinence d'*Evernia prunastri* comme bio-accumulateur des métaux lourds ;
- D'évaluer la qualité environnementale des sites forestiers urbains et ruraux : péris urbains, par la bioaccumulation chez le lichen *Xanthoria parietina* à grande amplitude écologique en utilisant l'ICP-AES.

II. Matériel et méthodes

1. Choix de sites

Le choix de nos stations a été conditionné par des facteurs écologiques tels que l'homogénéité des formations végétales, l'abondance du chêne liège en tant que support des lichens, mais aussi par des facteurs physiques à savoir la topographie et l'accessibilité du milieu. A cet effet, 20 sites d'étude du nord-ouest marocain (Tableau 7) ont été choisis pour répondre aux objectifs de cette partie de notre travail de recherche. Nos sites sont situés tous aux alentours des villes de Rabat, Kenitra, Temara, Mohammedia et Bouznika (Figure 4).

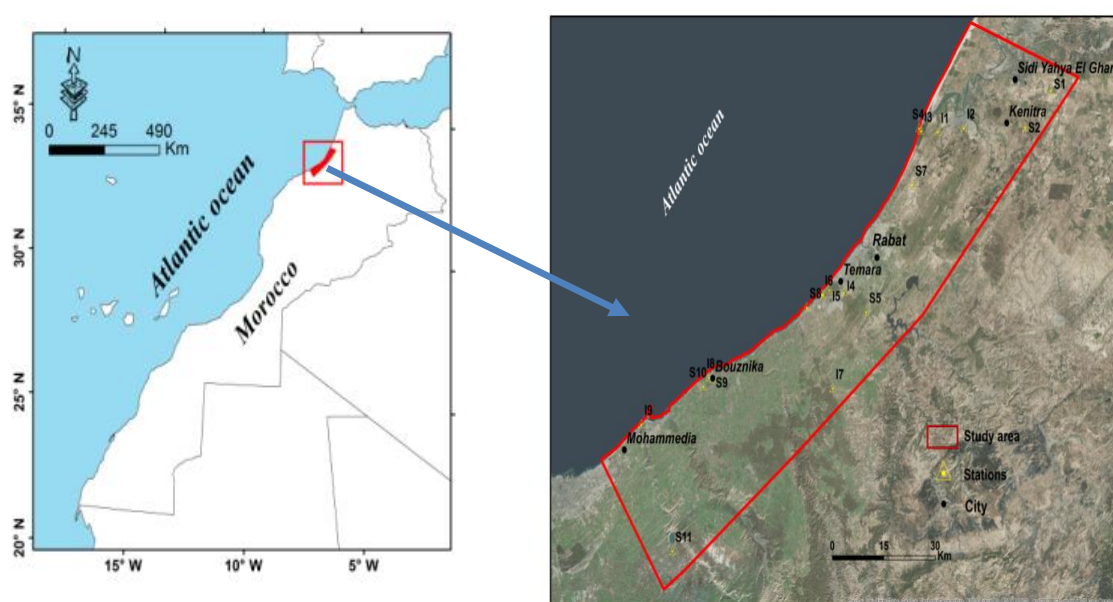


Figure 4 : Sites de prélèvement des lichens.

Les sites de prélèvement des lichens pour les analyses par la spectrométrie d'émission atomique couplée au plasma à couplage inductif et le microscope électronique à balayage sont désignés par I1 ; I2 ; I3 ; I4 ; I5 ; I6 ; I7 ; I8 et I9 (Tableau 7).

Les sites de prélèvement des lichens pour les analyses en spectrométrie d'absorption atomique sont désignés par S1 ; S2 ; S3 ; S4 ; S5 ; S6 ; S7 ; S8 ; S9 ; S10 et S11 (Tableau 7).

Tableau 7 : Coordonnées géographiques des sites étudiés.

Sites	Code	Coordonnées géographiques
Forêt provinciale de Kenitra	I1	33,918292-6,977692
Forêt urbaine de Kenitra	I2	33,918292-6,977692
Forêt de Sidi Boughaba	I3	34,253527-6,677971
Forêt Mkhinza	I4	34,022645-6,834269
Ceinture Verte de Temara	I5	33,93161-6,954045
Ceinture Verte près Sidi Abed	I6	33,918684-6,976233
Skhirate	I7	33,830212-7,1206
Forêt Bouznika	I8	33,783713-7,24411
Forêt de Mohammedia	I9	33,67864-7,385559
Sidi Yahya El Gharb	S1	34,314293-6,330220
Kenitra (Forêt près Université Ibn	S2	34,242921-6,586429
Rabat (Forêt Ibn Sina)	S3	33,988120-6,841816
Mehdia	S4	34,252156-6,671197
Dar Essalam	S5	33,927606-6,830385
Harhoura	S6	33,942343-6,933706
Forêt côté plage des Nations	S7	34,141709-6,724475
Forêt côté plage Sidi Abed	S8	33,910784-6,966722
Bouznika côté plage Dahomey	S9	33,777438-7,232532
Forêt Mansouriya	S10	33,727653-7,336995
Mohammedia, plage Mimosa	S11	33,692904-7,407394

2. Données climatiques

Le climat dans la zone d'étude est majoritairement tempéré. La proximité avec l'Atlantique a façonné le climat de la région, soumis à l'influence maritime, devenant continental à l'intérieur. Il est donc de type méditerranéen semi-aride à influence maritime ou continentale océanique : doux, modéré et pluvieux en hiver ; humide et tempéré en été avec des journées de Chergui. Toutefois, du fait de sa situation entre l'océan et le plateau central, elle subit les influences océaniques et continentales. L'influence océanique diminue au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte et celle continentale se fait sentir davantage.

La moyenne des précipitations annuelles est comprise entre 455 mm et 570 mm et la pluie tombe surtout en hiver. Les températures annuelles moyennes comprises entre 17,9 °C et 19,8 °C. Les mois de décembre et janvier sont les mois les plus froids tandis que les mois de juillet et août sont les mois les plus chauds.

La zone d'étude est dominée par des vents marins, soufflant surtout en été et des vents du secteur Est, connu par le Chergui et le Sirocco, sont d'origine continentale, ces vents sont secs et chauds et soufflent en été et en automne accélérant ainsi le processus d'évaporation au niveau de la végétation.

3. Description des matrices biologiques

Deux lichens ont été étudiés : *Xanthoria parietina* pour l'ICP AES et *Evernia prunastri* pour la SAA. Les deux espèces sont choisies compte tenu de leur abondance, leur toxitolérance et de leur comportement suffisamment proche en matière d'accumulation (Daillant, 2003 ; Moutia 2004). Par ailleurs et pour ce qui est de l'échantillonnage des deux espèces, la collecte des échantillons s'est faite sur des troncs de chêne liège à la hauteur d'un mètre. Cela se justifie par l'importance de s'éloigner au maximum du sol, environnement pouvant potentiellement influencer la composition chimique de l'échantillon, notamment en métaux, par éclaboussement potentiel de poussières terrigènes lors des précipitations ou autres phénomènes naturel ou artificiel (Agnan et *al.*, 2013).

Pour l'analyse de l'ICP-AES, nous avons choisi *Xanthoria parietina* (Figure 5) de l'ordre des *Teloschistales*, espèce bio-accumulatrice de métaux lourds et toxitolérante ; elle est caractéristique des milieux perturbés et anthropisés (Van Haluwyn et *al.*, 2013). C'est une espèce foliacée en rosettes dont les lobes, disposés en rosette, sont le plus souvent appliqués sur le substrat et l'extrémité des lobes est large et arrondie.

Ces rosettes ont parfois un aspect plissé, en particulier chez les individus âgés. Aussi, la face inférieure du thalle est blanchâtre et comporte quelques rhizines. Comme pour les autres représentants du genre *Xanthoria*, la couleur de ce lichen varie du jaune à l'orangé. Cette coloration est due à la présence dans le cortex d'une substance sécrétée par le champignon, la pariétine, un composé de la famille des anthraquinones. L'intensité de cette coloration est très variable, et l'on observe souvent dans les zones ombragées. Les thalles les plus ternes de cette espèce sont d'un gris-vert et sans trace apparente de jaune.

Il a été montré que la quantité de pariétine dans le cortex du lichen variait fortement en fonction de l'éclairement. Les thalles situés en pleine lumière contiennent en moyenne cinq fois plus de ce composé que ceux vivants dans les sous-bois (Dzubaj et *al.*, 2008). On peut retrouver un gradient de même nature au sein d'un thalle unique : les parties situées sur la face supérieure des branches sont normalement jaunes alors que les zones situées à la face inférieure sont parfois plus ou moins verdâtres.



Figure 5 : Thalle de *Xanthoria parietina*.

De point de vue sensibilité aux réactifs, l'espèce *X. parietina* est K⁺ rouge pourpre. Sur le plan habitat, *X. parietina* peut se rencontrer sur de nombreux substrats : rochers acides ou calcaires, toits de diverses habitations, troncs d'arbres, etc., et elle forme souvent des peuplements denses et abondants, de nombreux thalles de ce taxon sont bien voyants et peuvent coexister sur un même support. Ces caractéristiques spécifiques sont dues à la fois à la couleur jaune-orange vif de leur thalle ainsi qu'au diamètre important de leurs individus allant de 8 à 15 cm.

Concernant *Evernia prunastri* (Figure 6), vu son intérêt dans la bioaccumulation, elle a été choisie pour les analyses de la spectrométrie d'absorption atomique. En effet, les lichens fruticuleux sont plus appropriés par leurs teneurs plus homogènes le long du thalle lichénique. L'emploi de ce lichen est donc recommandé dans l'intégration temporelle des polluants atmosphériques. Cette espèce appelée aussi mousse de chêne, appartient à l'ordre des *Lecanorales*. C'est un lichen de type fruticuleux dont le thalle est richement abondant en de nombreuses ramifications en forme de lanières pendantes. Les lanières d'*Evernia prunastri* présentent une face supérieure verte et une face inférieure blanche avec des soralies marginales plus ou moins abondantes selon les individus.

E. prunastri peut facilement être confondu avec *Ramalina farinacea* sur la base de la couleur et la consistance coriace de leurs thalles, mais la différence réside au niveau de la couleur entre la face supérieure et la face inférieure : face supérieure verte et face inférieure verte chez *Ramalina*, face supérieure verte et face inférieure blanche chez *Evernia prunastri*. Cependant *E. prunastri* peut être rapprochée à *Pseudoevernia furfuracea*, cette dernière se distingue par son thalle de couleur plus grise et dont la surface est parsemée de nombreuses isidies cylindriques.

Sur le plan chimique, *E. prunastri* réagit positivement à l'hydroxyde de potassium en solution aqueuse soit 10 à 35 % de KOH, et en affichant une couleur jaune mais sans aucune réaction ni à l'eau de javel (hypochlorite de sodium) NaClO, ni à la paraphénylènediamine (PPD).



4. Détermination des métaux lourds par la spectrométrie d'émission à plasma inductif

Figure 6 : Thalle d'*Evernia prunastri*.

Les échantillons de *X. parietina* ont été collectés dans 9 stations différentes (Tableau 7). Les thalles sont nettoyés afin d'éliminer les poussières, ils sont ensuite séchés puis broyés. Ensuite on prend 1,5 g de ce broyat qu'on laisse sécher à l'étuve durant une nuit à 90 °C, puis on traite la poudre séchée obtenue par l'acide nitrique soit 15 ml de HNO₃ pendant au moins 16 heures. Suite au traitement à l'acide nitrique, les échantillons sont minéralisés à 95 °C pendant 4 heures sur un bloc chauffant, puis sont ramenés à 25 ml par addition de l'eau distillée. Après filtration, les échantillons des solutions minérales sont prêts pour l'analyse (Alsac, 2007). Les analyses ont été effectuées au Centre Nationale de Recherche Scientifique et Technique (CNRST)

5. Détermination des métaux lourds par Absorption Atomique

Les thalles d'*E. prunastri* prélevés dans les 11 sites choisis : S1 à S11, sont nettoyés et débarrassés de leur écorce, séchés à 105 °C pendant 24 heures puis broyés. On traite le broyat une nuit avec 10 % d'acide nitrique, puis on rince plusieurs fois à l'eau bi-distillée. Pour la minéralisation, on mélange 0,1 à 0,3 g de broyat à 5 ml de HNO₃ à 65 %, on laisse reposer pendant 4 heures, afin de décomposer l'échantillon, le solubiliser et libérer les métaux présents. Les échantillons sont ensuite placés dans des bombes à téflon dans un bain de sable pendant 4 heures à 80 °C. Une fois la digestion terminée, les tubes contenant les échantillons sont laissés

pour refroidir, après ils sont transférés dans des tubes en polypropylène et on ramène la solution avec l'eau bi-distillée à 50 ml (Doerffel, 1994)

Le dosage des métaux lourds a été réalisé par le spectrophotomètre d'absorption atomique : Varian AA 240 Z, muni d'un four à graphite : GTA 120, pour le dosage du plomb et du chrome. Le cuivre, le fer et le zinc sont analysés par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme : Varian AA 240 FS (Figure 7).



Figure 7 : Spectromètre d'absorption atomique Perkin Elmer GFAAS SIMAA de l'Institut National d'Hygiène de Rabat.

Dans chaque série d'analyse des échantillons blancs et certifiés : DORM, subissent les mêmes étapes de préparation et d'analyse. Puis on effectue les dosages des métaux lourds : cuivre, zinc, fer, chrome et plomb, avec l'appareil SAA de type Perkin Elmer.

6. Analyse par Microscopie Electronique à Balayage (MEB)

Les échantillons ont été nettoyés de façon à enlever tout matériel étranger, tels que le sol ou bien des particules exogènes au thalle, à l'aide d'une pince et sous une loupe binoculaire (Conti et *al.*, 2004).

La pureté des échantillons biologiques est une condition nécessaire pour la réussite de l'analyse. Au fait, la surface de l'échantillon biologique à étudier doit contenir le moins d'impuretés possible, pour permettre une netteté parfaite même avec des agrandissements importants.

On procède par la suite au séchage des échantillons à l'air, car ils doivent être absolument secs et ne comporter aucune trace d'eau. En effet, la pression dans la chambre d'observation

est très faible et les molécules d'eau contenues dans l'échantillon risqueraient de détruire les cellules en s'évaporant et de polluer la chambre d'observation.

Il existe également différentes méthodes pour y parvenir suivant la nature de l'échantillon biologique : séchage à l'air, par contournement du point critique ou par déshydratation chimique. Ces procédures préliminaires de préparation des échantillons sont importantes pour garantir les conditions optimales permettant l'obtention d'images des surfaces de thalles et une analyse conséquente qui offre la possibilité d'estimer la caractérisation physique de la surface du thalle.

Une fois nettoyé et séché, l'échantillon est monté sur le porte-objet et placé dans la chambre d'observation du microscope selon le procédé suivant :

- On monte l'échantillon sur le porte-échantillon sur lequel est collé au préalable un disque en carbone.
- On introduit l'échantillon dans la chambre de caractérisation.
- On veille à ce que la plage choisie soit représentative de ce que l'on cherche pour avoir des résultats significatifs.

Les images ont été obtenues sur trois zones choisies au hasard de la surface du thalle des lichens et provenant des 9 sites (Tableau 7), dans le sens d'obtenir des résultats représentatifs.

III. Résultats et discussion

1. Imprégnation de *Xanthoria parietina*

D'après les résultats (Tableau 8), on note que les concentrations du zinc se situent entre 219 et 22 ppm (mg/kg) et les plus importantes ont été enregistrées au niveau du site I1 (Forêt provinciale de Kenitra). Rani et *al.*, (2011) ont rapporté la corrélation entre le zinc piégé dans les lichens et l'intensité du trafic routier. Au Brésil, l'étude menée par Figueiredo et *al.*, (2007) dans la région de Sao Paulo a permis de relier les importantes concentrations en zinc, à leur origine automobile, dans les transplants de lichens exposés à proximité des routes très fréquentées. Effectivement, le site I1 (la forêt provinciale de Kenitra) est un site urbain qui peut être impactée par la circulation routière de l'ensemble du réseau routier de la ville de Kénitra, s'y ajoute la vétusté du parc automobile qui serait autant responsable des émissions en Zinc (Zghaid et *al.*, 2009).

Le site I5 (ceinture verte de Temara), affiche 42 mg/kg de plomb soit le taux le plus élevé dans cette étude. Par ailleurs, une étude menée sur le plomb atmosphérique a signalé 78,1 mg/kg

à la gare routière Kamra de Rabat ; 25,1 mg/kg à Sidi Allal Bahraoui et 458,3 mg/kg à Oulja connue pour ces ateliers de poteries (Elabidi, 2009). Ces teneurs enregistrées au niveau de la ceinture verte laissent supposer que cette contamination plombique est fortement liée au trafic automobile sur la route côtière qui jouxte ladite ceinture.

Les teneurs en plomb ont varié selon la distance qui sépare les sites analysés des sources de pollution comme le trafic routier ou les ateliers de poteries, ceci laisse supposer que ce plomb est de source anthropogénique et non lithologique. Des études ont montré qu'une présence simultanée de Zn et de Pb permet de conclure à une contamination due aux véhicules moteurs (Monaci et *al.*, 2000).

Wannaz et *al.*, (2006) ont cherché à distinguer différents groupes d'éléments traces métalliques spécifiques à différentes sources dans la province de Cordoba, en Argentine. Selon leur profil d'accumulation, il a été montré que l'activité automobile contribuait à la présence de vanadium, cobalt, nickel, cuivre et zinc dans l'air ; alors que les niveaux élevés de plomb et de zinc seraient liés aux émissions des véhicules (Wannaz et *al.* 2006).

Tableau 8 : Teneurs des métaux lourds chez *Xanthoria parietina* en mg/kg.

	Sites	Zn	Pb	Fe	Cu	Cr
Forêt provinciale de Kenitra	I1	218,99±1,52	22,82±1,43	8422,01±12,42	22,52±1,27	1242,32±40,34
Forêt urbaine de Kenitra	I2	121,67±0,84	17,059±1,17	3339,82± 0,91	7,95±0,48	257,89± 1,25
Forêt de Sidi Boughaba	I3	42,84± 1,08	2,852±0,10	1974,96± 0,56	4,69± 0,11	74,98 ± 0,11
Forêt de Mkhinza	I4	38,34± 1,17	15,74± 0,52	1591,68± 1,07	4,06± 0,57	142,054±1,027
Ceinture verte de Temara	I5	110,99±0,57	42,05± 1,02	5744,53± 1,27	85,14± 1,04	183,38± 1,19
Ceinture verte près de Sidi Abed	I6	38,77± 0,67	7,22 ± 0,78	851,34 ± 0,85	3,14± 0,07	32,995± 0,70
Skhirate	I7	25,08± 1,35	6,23 ± 0,56	1157,24± 1,42	4,61± 0,67	21,58 ± 1,41
Forêt de Bouznika	I8	31,17 ± 3,53	22,63± 1,06	1872,03±20,32	20,12±0,70	68,15 ± 2,12
Forêt de Mohammedia	I9	22,02 ± 1,42	5,23 ± 1,23	479,97 ± 1,41	4,69± 1,35	44,55 ± 0,70

Le site I1 (Forêt provinciale de Kenitra), enregistre des teneurs très élevées en chrome soit 1242 mg/kg. Shukla et *al.*, (2006) ont rapporté que des taux élevés de chrome peuvent être le résultat d'un trafic routier dense. S'y ajoute que le site I1 subit l'impact des rejets

atmosphériques de l'industrie de la production du cellulose. Une industrie fortement énergivore en matière d'énergies fossiles.

En comparaison avec les autres métaux, le fer est le plus accumulé par le thalle de *X. parietina* avec des concentrations qui fluctuent entre 8422 mg/kg et 479,9 mg/kg. En effet, les lichens montrent une affinité spécifique pour le Fe (Puckett, 1976 ; Garty & Delarea, 1991).

Selon Jona et *al.* (2019), le processus extracellulaire d'absorption est un phénomène physico-chimique passif et dépend de la capacité totale d'échange d'ions de la paroi de la cellule du thalle. Le thalle peut être comparé à une résine échangeuse d'ions captant les ions métalliques contenus dans l'eau de pluie et reléguant des ions H^+ ou des ions métalliques de faibles affinités.

Les groupes anoxiques fixés à la surface du lichen sont soit des acides carboxyliques soit des acides hydroxy-carboxyliques qui ont plus d'affinité avec le fer en premier lieu. Ceci conforte les résultats concernant *X. parietina* qui accumule une concentration considérable de fer allant jusqu'à 8422 mg/kg de matière sèche dans le site I1 (Forêt provinciale de Kenitra).

Le site I5 (Ceinture verte de Temara) enregistre un taux élevé en cuivre soit 85,14 mg/kg. C'est un site forestier à forte densité végétale, un site à priori non affecté par la pollution métallique, ici le cuivre est utilisé comme pesticide pour prévenir les maladies bactériennes et fongiques. Cette contamination cuivrée serait due soit aux effets de l'activité agricole dans les environs de Temara tels que à Skhirate, Mers El Khir, etc. avec plus de 35 000 hectares de terres utiles à l'agriculture (Monographie de Rabat-Salé-Kenitra du Ministère de l'intérieur, 2015), soit par la proximité du site aux axes routiers qui peuvent être une source de contamination avérée ; ou encore par l'effet des vents dominants qui orienteraient relativement les émissions industrielles vers le site.

Lee (2007), in Elabidi 2009, aurait prouvé que des quantités énormes de métaux lourds peuvent être transportées sur de longues distances du nord de la Chine vers Honk Kong sous l'effet de la circulation atmosphérique.

Aussi, Elabidi (2009) a montré que les métaux lourds peuvent être transportés des villes industrielles qui avoisinent le site de Rabat proche du site I5 (Ceinture verte de Temara), et ses environs comme Mohammedia et Casablanca où il ya une forte industrie : raffinerie de pétrole, cimenteries, industries chimiques, métallurgie, etc., et la ville de Kenitra connue pour l'implantation d'industries lourdes. En outre, certaines stations peuvent avoir aussi des particularités micro-locales qui pourraient influencer les teneurs mesurées sans oublier la grande variabilité due à la topographie, le couvert végétal et l'orientation des vents (Van Haluwyn & Asta, 2009).

Nos résultats (Tableau 9), permettent de montrer que la valeur p est liée à une forte corrélation entre les deux métaux : Fe et Zn ($p < 0,0001$), supposant qu'ils ont la même source d'émission (El Rhzaoui et *al.*, 2015b). Selon Gao et *al.*, (2002). Ces éléments sont des indicateurs de combustion des énergies fossiles et des rejets des véhicules à moteur diesel. Il est établi que les véhicules à moteur diesel sont une source majeure de particules fines et de métaux lourds dans l'atmosphère (Lin et *al.*, 2005).

Les métaux et les métalloïdes émis par les gaz d'échappements, les pneumatiques, l'usure mécanique et l'abrasion des huiles et lubrifiants des automobiles, sont nombreux et se trouvent à de fortes concentrations dans l'environnement au voisinage des axes routiers. Selon Birmili et *al.*, (2006), les éléments Pb, Cd, Zn, Ba, Cu, Mn, Sn, Sb, Ni, Hg, Cr et V caractérisent tous les émissions du trafic routier. Ces éléments chimiques ont un impact direct sur l'environnement vu leur toxicité et leur accumulation dans les chaînes trophiques.

Tableau 9 : Corrélations entre les différents éléments analysés.

Variables	Cr	Fe	Zn	Pb	Cu
Cr	0	0,002	0,001	0,395	0,035
Fe	0,002	0	< 0,0001	0,042	0,051
Zn	0,001	< 0,0001	0	0,142	0,078
Pb	0,395	0,042	0,142	0	0,185
Cu	0,035	0,051	0,078	0,185	0

2. Analyse statistique des résultats de la spectrométrie d'émission à plasma inductif

Les concentrations des métaux lourds (Tableau 10) ont été analysées par une technique multi variée pour explorer la tendance d'accumulation des éléments en utilisant le XL STAT 2015. Une analyse statistique pour le calcul de moyennes, des valeurs minimales et maximales avec le coefficient de variation a été réalisée. Les données ont été analysées et standardisées avec des techniques de multi variance comme l'analyse par grappe ou Cluster Analysis : CA.

Tableau 10 : Matrice de corrélation de Pearson entre les teneurs des différents métaux lourds analysés.

Variables (Teneurs en)	Cr	Fe	Zn	Pb	Cu
Cr	1	0,871	0,916	0,324	0,703
Fe	0,871	1	0,953	0,684	0,665
Zn	0,916	0,953	1	0,530	0,616
Pb	0,324	0,684	0,530	1	0,486
Cu	0,703	0,665	0,616	0,486	1
Pb	0,395	0,042	0,142	0	0,185
Cu	0,035	0,051	0,078	0,185	0

Ces outils statistiques sont utilisés pour déterminer les structures de données expérimentales et permettent d'identifier à partir de concentrations de métaux lourds, les caractéristiques inobservables de chaque site et les points en commun entre les différents sites analysées (Tabachnik & Fidell, 1996 ; Conti *et al.*, 2007 ; Zhou *et al.*, 2007 ; Conti & Mecozzi, 2008).

Par ailleurs, pour ce qui est de la définition des similarités intersites, l'indice de Gower semble être le mieux adapté, ce dernier varie entre 0 et 1 expliquant les abscisses. Les sites présentant le plus de similarités se trouveront liés au niveau du dendrogramme (Figure 8).

Sur cette base, on différencie un cluster regroupant les sites I2 (Forêt urbaine de Kenitra), I4 (Forêt de Mkhinza) et I9 (Forêt de Mohammedia), qui affichent des concentrations élevées en Fe et Zn supposant que la source d'émission est certainement le trafic routier (El Rhzaoui *et al.*, 2015b). Les sites I3 (Forêt de Sidi Boughaba), I5 (Ceinture verte de Temara), I6 (Ceinture verte près Sidi Abed), I7 (Skhirate) et I8 (Forêt de Bouznika), constituent un autre groupe, ces sites ont en commun la localisation dans des zones rurales. Le site I5 (Ceinture verte de Temara) qui outre le trafic routier et l'activité agricole subit éventuellement l'impact de rejet d'une usine spécialisée dans la production du cuivre dans la zone avec une production dépassant les 700

t/an. Le site I8 (Forêt de Bouznika), quant à lui est probablement contaminé sous l'effet des vents ramenant ces particules en suspension au site depuis des unités industrielles implantées à Casablanca et ses environs.

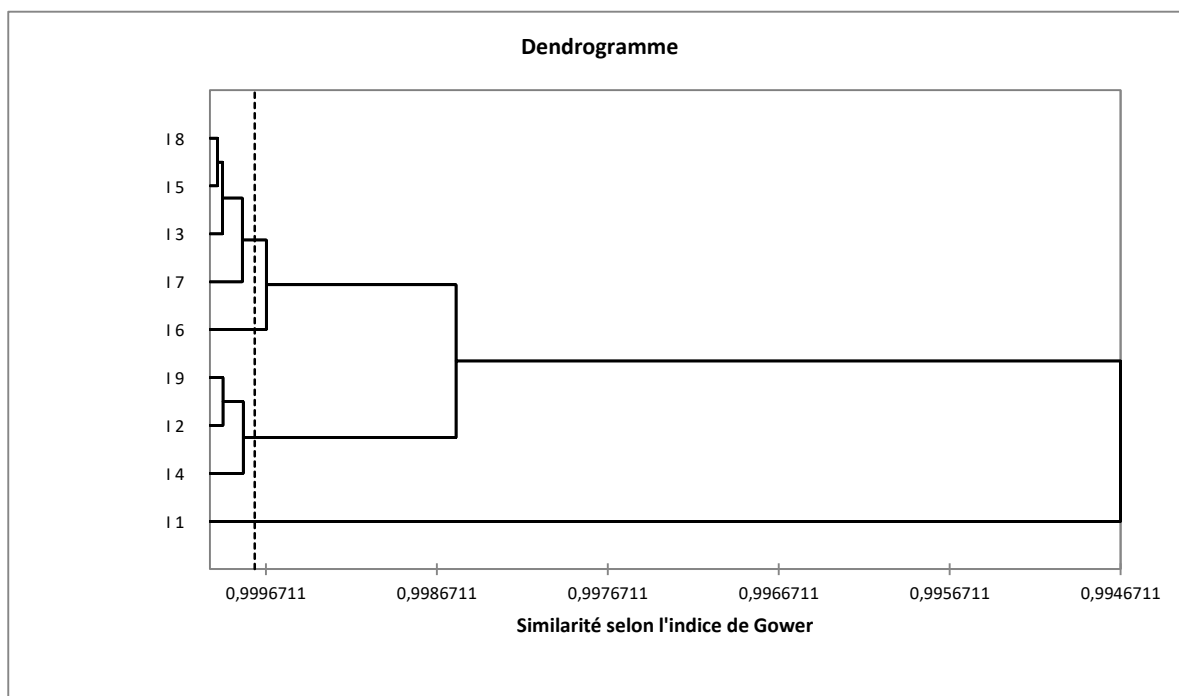


Figure 8 : Dendrogramme des groupes hiérarchiques en fonction de l'indice de Gower des sites I1 à I9.

I1 : Forêt provinciale de Kenitra ; **I2** : Forêt urbaine de Kenitra ; **I3** : Forêt de Sidi Boughaba ; **I4** : Forêt Mkhinza ; **I5** : Ceinture Verte de Temara ; **I6** : Ceinture Verte près de Sidi Abed ; **I7 et I8** : Forêt Bouznika ; **I9** : Forêt de Mohammedia

Le site I1, Forêt provinciale de Kenitra, constitue quant à lui seul, un groupe et si on se réfère aux concentrations, ce site enregistre des concentrations élevées en Cr, Zn et Fe, avec des niveaux élevés de Pb.

3. Imprégnation d'*Evernia prunastri*

Pour ce qui est du dosage des métaux lourds avec la spectrométrie, nos résultats ont montré une importante influence des émissions anthropiques sur l'accumulation des polluants atmosphériques chez *E. prunastri* (Tableau 11).

Tableau 11 : Concentrations des métaux lourds en µg/g dans les échantillons d'*Evernia prunastri*.

Stations	Sites	Zn	Pb	Fe	Cu	Cr
Sidi Yahya El Gharb	S 1	1366± 0,62	45,75±0,77	15000±443,8	13,86 ± 0,01	1774 ± 0,96
Kenitra	S 2	85 ± 2,99	5,7 ± 0,17	1990 ± 3,10	32,5 ± 0,31	570,33 ± 8,50
Forêt Ibn Sina, Rabat	S 3	95 ± 0,79	2,85 ± 0,06	2640 ± 4,54	66,66 ± 0,72	59,98 ± 0,73
Mehdia	S 4	69 ± 0,48	4,27 ± 0,05	2700 ± 99,83	31,96 ± 0,94	404,2 ± 1,947
Dar Essalam	S 5	67 ± 0,48	4,03±0,016	1360 ± 2,07	7,34 ± 0,18	17,99 ± 0,82
Harhoura	S 6	103 ± 0,62	4,85 ± 0,08	2050 ± 10,80	42,65 ± 0,71	716,63 ± 1,09
Plage des Nations	S 7	109 ± 0,89	5,62 ± 0,18	2150 ± 3,60	17,64 ± 0,01	478,74 ±1,73
Plage Sidi Abed	S 8	25 ± 0,65	4,32 ± 0,21	1120 ± 4,28	13,07 ± 0,12	868,99 ± 1,79
Bouznika	S 9	92 ± 0,40	27,89±0,36	3150 ± 3,49	38,31 ± 0,24	683,99 ± 1,79
Forêt Mansouriya	S 10	77 ± 0,48	27,6 ± 0,19	2450 ± 58,49	30,05 ± 0,48	675,61 ± 0,81
Mohammedia (pl. mimosa)	S 11	108 28,52	4,6 ± 0,12	1550 ± 5,28	31,89 ± 0,06	80,14 ± 0,66

Pour le zinc, la concentration de 1366 µg/g est la plus importante et a été enregistrée à Sidi Yahya El Gharb, suivie par le site I7, la plage des nations, avec un taux de 109 µg/g, Mohammedia a enregistré 108 µg/g et Harhoura 103 µg/g de zinc. Les sources de contamination peuvent être le charbon, le fuel et l'usure des pneus des véhicules. Les concentrations les plus basses ont été enregistrées dans la région de Sidi Abed avec 25µg/g de zinc.

Cansaran-Duman et al. (2011) ont mesuré les niveaux d'accumulation des métaux lourds, et leur investigation a démontré que la zone qui enregistre les concentrations les plus élevées en zinc est une région à forte activité industrielle nommée Karabük en Turquie avec une valeur de 46,6 µg/g, une valeur en deçà de celles enregistrées dans notre étude, poussant ainsi à la réflexion sur la dangerosité de cet élément sur la biodiversité et même sur la santé publique.

La contamination plombique est également très importante dans le site de Sidi Yahya El Gharb soit 45,75 µg/g, suivi par le site de Bouznika, avec une concentration de 27,89 µg/g et la forêt de Mansouriya avec 27,6 µg/g. Le plomb est largué dans l'air par plusieurs processus industriels et par le trafic routier. Mohammedia est un site industriel connu par ses activités chimiques et para-chimiques qui sont la cause probable de la contamination de la ville de

Bouznika et de la forêt de Mansouriya. D'autres études, ont démontré qu'au centre de la Lettonie, les valeurs du plomb se situent entre 5-7 µg/g (Sujetoviene & Silumpaite, 2013), et entre 3-7 µg/g au centre d'Italie (Conti et *al.*, 2004). D'une manière similaire à Karabük, en Turquie les valeurs mesurées se situent entre 1,3-5,17 µg/g (Cansaran-Dumanet *al.*, 2011).

Quant au fer, une autre fois les échantillons de Sidi Yahya El Gharb enregistrent les concentrations les plus élevées : 15000 µg/g, les concentrations les plus basses sont enregistrées dans le site de Sidi Abed avec 1120 µg/g.

Pour le cuivre, la région de Rabat est la plus contaminée avec 66,66 µg/g, suivie par Harhoura avec un taux de Cu de 42,65 µg/g, le site de Dar Essalam du côté de la forêt du Mkhniza avec 7,34 µg/g de Cu est le site le moins touché par la contamination cuivrée. Comparativement aux travaux de littérature, en Turquie par exemple, les concentrations sont relativement élevées entre 7,34 à 66,66 µg/g (Cansaran-Duman et *al.*, 2011) ; en Lettonie, les concentrations sont de l'ordre de 4 à 7 µg/g (Sujetoviene & Silumpaite, 2013) et entre 2 à 6 µg/g au centre d'Italie (Conti et *al.*, 2004).

Pour le chrome, les concentrations les plus importantes sont enregistrées au niveau Sidi Yahya El Gharb soit 1174 µg/g de Cr, suivi par le site du côté de Sidi Abed avec 868,99 µg/g. Les sites fortement industrialisés, dans d'autres pays, enregistrent des concentrations moins importantes, par exemple le site de Karabük en Turquie a enregistré 5,75 µg/g de chrome (Cansaran-Duman et *al.*, 201).

Il en ressort de cette analyse, que la zone la plus contaminée par les métaux lourds est la région de Sidi Yahya El Gharb suivie par celle de Mohammedia. Ce constat serait lié à la forte activité industrielle soutenue par un trafic routier dense toute l'année de ces régions. Les résultats montrent aussi la tolérance de *E. prunastri* au stress métallique, et aussi sa capacité d'évaluation de la qualité de l'air démontrée également dans d'autres études antérieures (Cercasov et *al.*, 2002 ; Conti et *al.*, 2004). Par conséquent, ce lichen peut être proposé comme matrice biologique à fort potentiel dans les programmes de bio-surveillance de la qualité de l'air au Maroc, notamment dans les zones où cette espèce est présente en abondance.

Senhou (2002) ; Moutia (2004) ; Yavuz & Çobanoğlu (2019) ; El Khouadri et al. (2019) et autres préconisent l'utilisation de *Xanthoria parietina* par rapport à d'autres lichens notamment *Evernia prunastri* dans les programmes de bio-monitoring de fait de sa biologie, sa structure et sa large amplitude écologique qui rendent son utilisation pertinente en matière de piégeage de particules atmosphériques telles que Ni, Cr, V, Fe, As, Al, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb.

El Khouadri et *al.*, (2019), ont mis en évidence que *Xanthoria parietina* a un épithécium très fissuré et des hyphes très compartimentés. Ce caractère confère à cette espèce une facilité dans l'installation des différentes particules atmosphériques dans les cavités de l'épithécium. Ce phénomène est amplifié lorsque l'humidité du milieu est importante ce qui est en faveur de l'atteinte de la zone médullaire du thalle par différents composés chimiques en suspension dont les polluants. Cette structure poreuse facilite le piégeage des particules en suspension d'où l'intérêt de *Xanthoria* dans le bio-monitoring de la qualité de l'air.

Dans notre étude, les deux espèces ont montré leur intérêt dans le processus de bioaccumulation. Toutefois *X. parietina* est plus abondante et présente une capacité avérée à s'adapter à un stress métallique modéré. De plus la parietine anthraquinone présente chez cette espèce est responsable de sa grande plasticité aux effets de changements climatiques notamment les radiations UV. Et ce, outre les acides psoromique et usnique qui forment des complexes à la surface du thalle avec les métaux lourds notamment avec le cuivre (Bačkor et *al.*, 2010).

4. Microscopie Electronique à Balayage (MEB)

L'apport du microscope électronique à balayage nous a permis d'identifier les particules atmosphériques déposées et leur distribution sur le matériel biologique (Figures 9 à 11) provenant de sources diverses (Haapala, 1998). Plusieurs études ont rapporté que les métaux lourds sont accumulés dans la partie superficielle du thalle (Nieboer et *al.*, 2007).

Suite à notre analyse, il ressort que des métaux lourds sont détectés dans tous les échantillons analysés. Les éléments traces les plus fréquents dans le thalle de *Xanthoria* sont le Fe, le Pb et le Cu ; des pourcentages relativement moins importants de Cr et de Zn sont également signalés (Tableau 12).

Le spectre EDS (Figures 9 à 11) a révélé que presque tous les échantillons contiennent des particules qui se trouvent naturellement dans la croûte terrestre telles que le Si, l'Al, le Fe et le Ca.

Aussi, tous les échantillons provenant des sites analysés contiennent des alumines, des silicates et du fer. Ce dernier, peut être associé à la poussière quand il est présent avec d'autres éléments comme le Si et l'Al. Le fer est aussi associé au Pb dans tous les sites analysés ce qui prouve qu'il s'agit d'éléments dérivés de processus de haute combustion (Jalkanen et *al.*, 2000). Les sites I1 (Forêt provinciale de Kenitra) et I5 (Ceinture verte de Temara) se distinguent par leur taux élevé en plomb. En effet, 34 % des particules déposées dans ces sites sont des particules plombiques.

Tableau 12 : Pourcentage des métaux lourds à la surface du thalle de *Xanthoria parietina* estimées par la technique MEB-EDS.

Stations	Sites	Fe	Pb	Cr	Cu	Zn
I1	Forêt provinciale. de Kenitra	38,93	51,26	4,88	4,93	0
I2	Forêt urbaine de Kenitra	31,52	25,45	3,66	20,22	19,17
I3	Forêt de Sidi Boughaba	34,74	37,47	19,82	7,97	0
I4	Forêt Mkhinza	51,78	17,97	3,75	10,34	16,13
I5	Ceinture Verte de Temara	31,22	51,08	0	8,22	9,47
I6	Cein. Verte près de Sidi Abed	23,31	37,2	7,64	18,03	13,81
I7	Skhirate	34,81	40,07	0	10,92	14,2
I8	Forêt Bouznika	33,53	34,37	2,3	13,68	16,12
D	Forêt de Mohammedia	33,45	26,09	5,36	15,61	19,49

Les proportions les plus élevées en Cu sont enregistrées dans les thalles de *X. parietina* du site I2, Forêt urbaine de Kenitra, avec 20,22 %. Les proportions les plus basses figurent au niveau du site I1 (Forêt provinciale de Kenitra) qui n'enregistre aucun dépôt de zinc comme c'est le cas du site I3, Forêt de Sidi Boughaba.

Pour ce qui est du zinc, le site I9 (Forêt de Mohammedia), enregistre le plus haut pourcentage. En outre, le microscope électronique à balayage met en évidence des proportions importantes du cuivre au niveau des sites I6 (Ceinture verte près Sidi Abed), et I2 (Forêt urbaine de Kenitra). L'ensemble de nos échantillons enregistre des pourcentages importants en Pb et Zn. Selon Chaparro et *al.* (2002), des ratios importants de ces éléments démontrent une forte contamination par les rejets industriels. En outre, les concentrations élevées du zinc surtout niveau de la forêt urbaine de Kenitra (I2) et de la forêt de Mohammedia (I9) correspondants à des sites urbains connaissant un trafic routier dense et avoisinant des zones à fortes activités industrielles et de raffineries (El Rhzaoui et *al.*, 2015a ; 2015b).

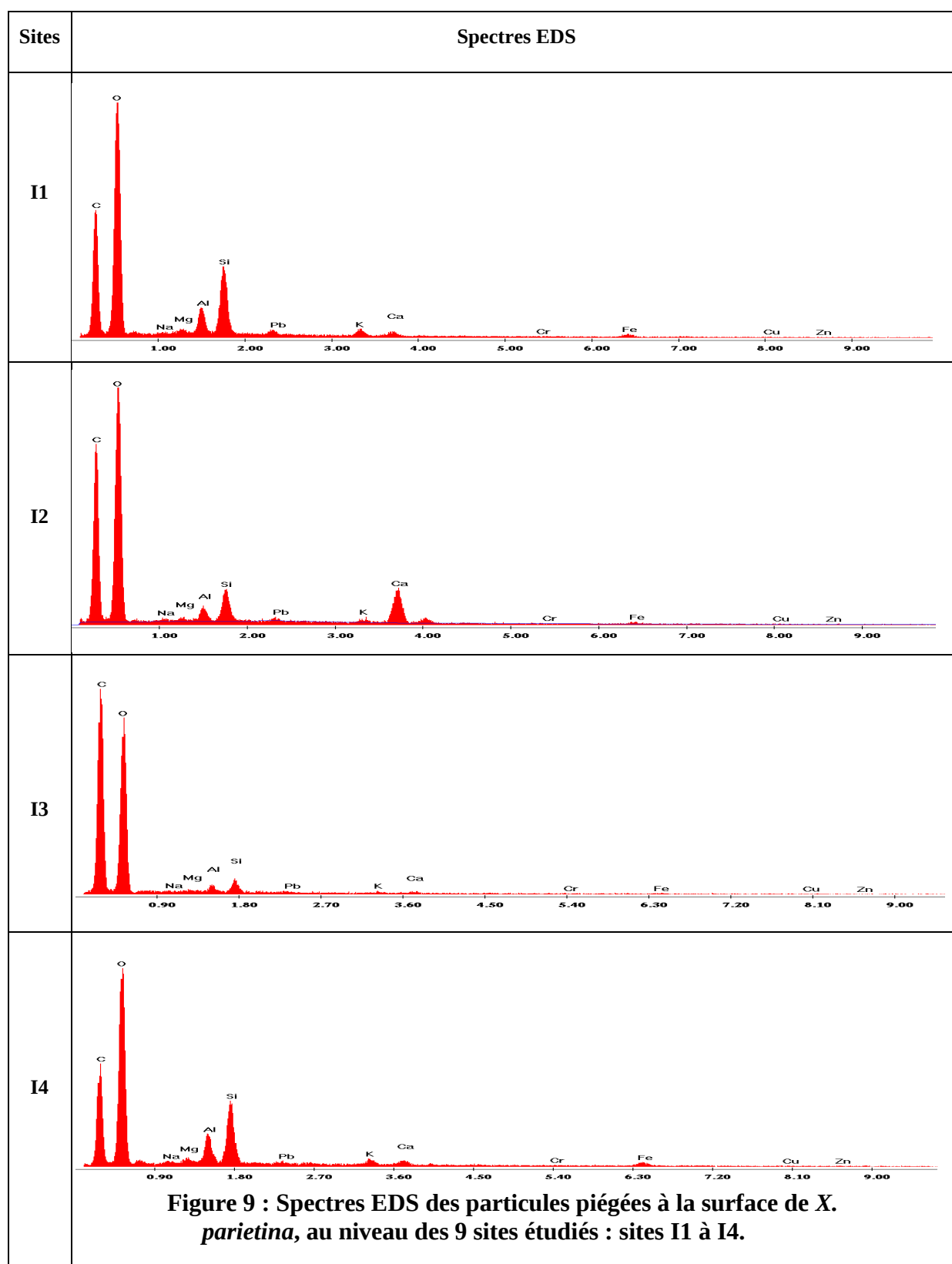
De nombreuses études se sont intéressées aux analyses des particules atmosphériques par le MEB-EDS pour l'évaluation de la qualité de l'air dans des environnements urbains et forestiers. C'est le cas des aérosols de pollution enregistrés dans plusieurs mégapoles à travers le monde qui ont été caractérisés par le MEB-EDS (Fruhstorfer et *al.*, 1994 ; Sitzmann et *al.*, 1999 ; Ro et *al.*, 2002) reflétant ainsi les incidences des facteurs anthropiques : densité de population, trafic automobile, rejets industriels, etc., et celles des facteurs naturels : situation géographique, météorologie, saison, cycles diurne et nocturne, etc.

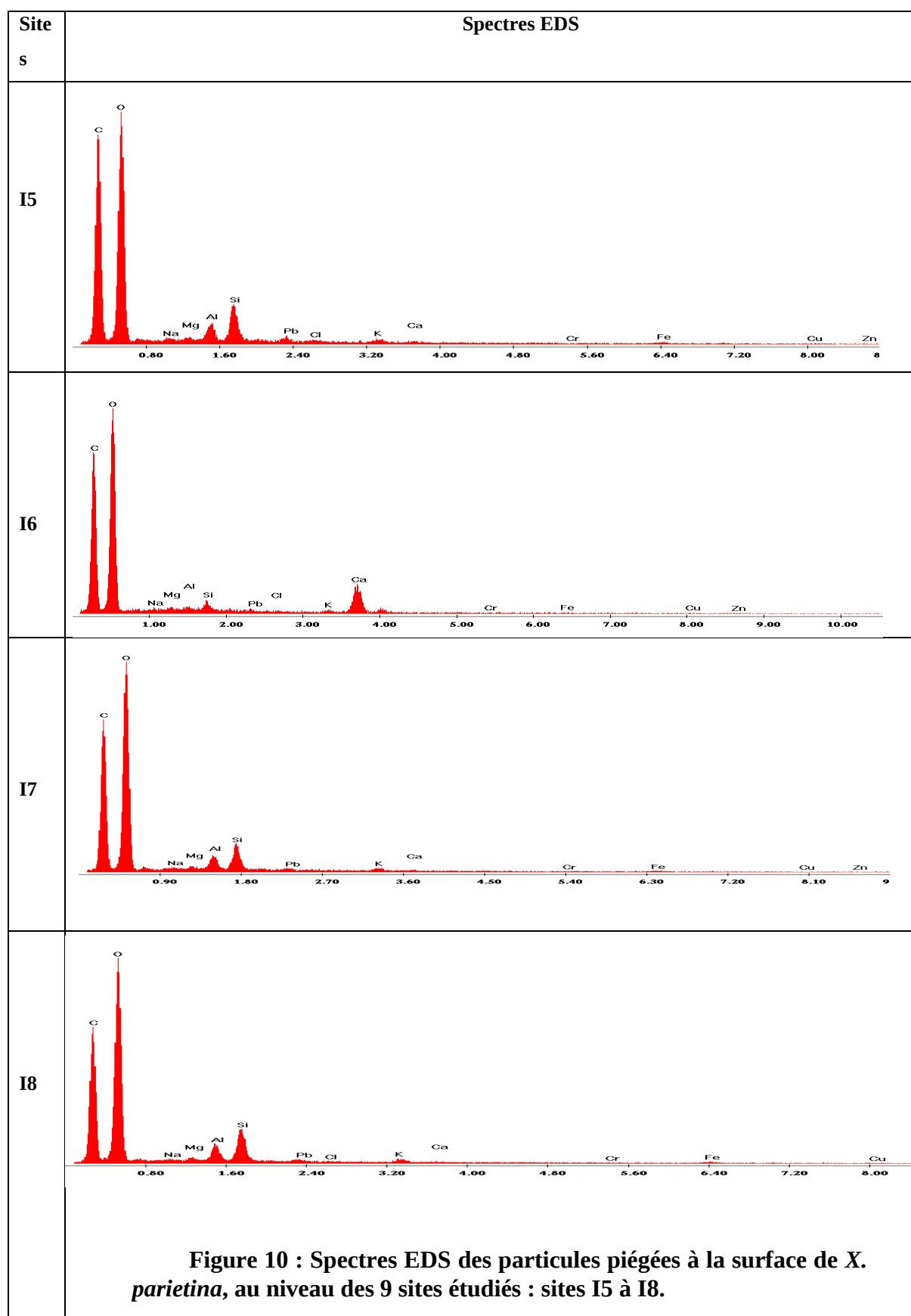
De nombreux travaux ont été particulièrement consacrés aux effets combinés de la pollution et de facteurs naturels ; aussi, de multiples préoccupations concernant la qualité de l'air qui ont motivé l'utilisation du MEB-EDS dans le bio-monitoring passif et actif (Ebert et *al.*, 1997 ; Conner et *al.*, 2001 ; Injuk et *al.*, 2002).

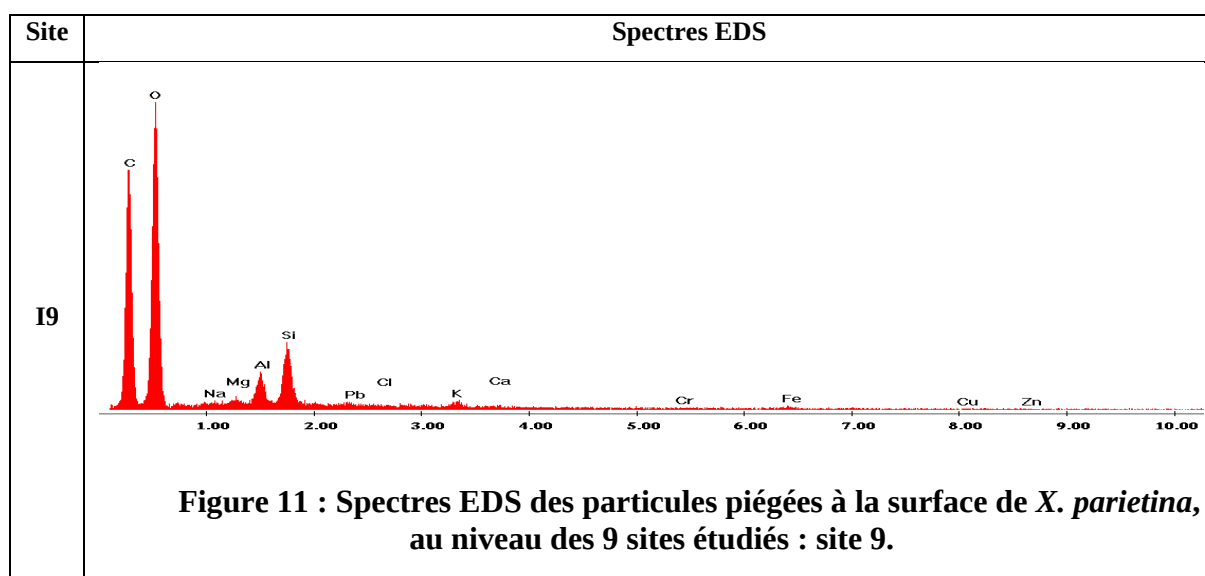
La technique MEB-EDS peut aussi être appliquée dans la caractérisation d'autres types de particules environnementales telles que la matière en suspension (Xhoffer et *al.*, 1992 ; Jambers et *al.*, 2000). Cette technique permet notamment d'expliquer les variations de concentrations en métaux lourds dans les sédiments et de retracer même l'origine de la pollution (Osán et *al.*, 2002).

L'usage du MEB est une méthode efficace pour étudier entre autres, l'accumulation des métaux lourds avec un minimum de matériel biologique (El Rhzaoui et *al.*, 2015b). Dzubaj et *al.* (2008) ont signalé la possibilité de conversion des ratios de métaux lourds obtenus à partir de la zone superficielle du thalle pour évaluer les teneurs atmosphériques. De plus, la majorité des métaux lourds sont piégés à la surface du thalle, par adsorption extracellulaire, à l'aide des liaisons chimiques plus ou moins fortes, au niveau extracellulaire (Nieboer et *al.*, 1978 ; Richardson, 1992).

Ce processus passif met en jeu l'échange extracellulaire entre cations. Cet échange est réalisé par des liaisons de type Van der Waals (Ekmekyapar et *al.*, 2006) au niveau des acides carboxyliques disponibles sur des sites susceptibles de recevoir un proton, et qui sont riches en parois cellulaires des deux partenaires lichéniques (Tyler, 1989), d'où la pertinence du MEB dans ces analyses.







IV. Corrélation entre les teneurs de métaux lourds déterminées par spectrométrie d'absorption atomique et les indices de pureté atmosphérique

Dans cette partie de notre travail, on a cherché à vérifier les corrélations des teneurs des métaux lourds obtenus par la spectrométrie d'absorption atomique chez *E. prunastri* avec les indices de pureté atmosphériques signalés dans le chapitre I (Tableau 13).

Tableau 13 : Matrice de corrélation entre les teneurs des métaux lourds déterminées par absorption atomique et les indices de pureté atmosphériques.

Variables	Zn	Pb	Fe	Cu	Cr	IAP
Zn	1	0,764	0,990	-0,286	0,992	-0,385
Pb	0,764	1	0,810	-0,123	0,788	-0,441
Fe	0,990	0,810	1	-0,213	0,986	-0,368
Cu	-0,286	-0,123	-0,213	1	-0,318	-0,024
Cr	0,992	0,788	0,986	-0,318	1	-0,440
IAP	-0,385	-0,441	-0,368	-0,024	-0,440	1

Il ressort de ces résultats que le zinc apparaît fortement corrélé au fer ($r = 0.99$). Le fer affiche un taux de corrélation de 0,81 avec le plomb, et un taux de 0,98 avec le chrome supposant la même source d'émission.

Le cuivre s'est montré corrélé négativement aux Zn, Pb, Fe et Cr ce qui laisse penser à une origine d'émission différente du Cu par rapport aux autres métaux.

Pour ce qui est des différents métaux lourds : Zn, Pb, Fe, Cu et Cr, et leur corrélation avec l'IAP (Tableau 13), il en ressort une corrélation négative avec tous les métaux analysés $r = -0,385$; $r = -0,441$; $r = -0,368$; $r = -0,024$; $r = -0,440$. Ceci démontre que plus les concentrations des métaux lourds sont élevées plus l'indice de pureté atmosphérique est bas et inversement.

L'analyse statistique a été utilisée pour détecter les corrélations significatives entre les différents paramètres. Pour étudier les relations entre ces variables et leur possible mode de distribution, on a utilisé l'analyse en composantes principales (ACP). L'ACP est appliquée pour identifier la pollution potentielle et ses éléments caractéristiques. L'analyse en composantes principales : ACP (Figure 12) montre que le plan de projection des variables F1 (76,79) * F2 (17,78) explique 94,57% de la variation totale et que toutes les variables montrent une corrélation positive avec les deux axes.

L'analyse ACP a permis de regrouper les métaux : fer, chrome, zinc et plomb ; cela permet de montrer que ces métaux proviendraient de la même source de pollution. Par contre, le cuivre est situé dans une position isolée supposant que sa source de contamination est différente ce qui conforte les résultats du coefficient de corrélation.

L'IPA se trouve situé à l'opposé de tous les contaminants analysés, donc il serait corrélé négativement, cela veut dire que plus les concentrations des métaux lourds sont élevées plus la valeur de l'IPA est faible (El Rhzaoui et *al.*, 2015a).

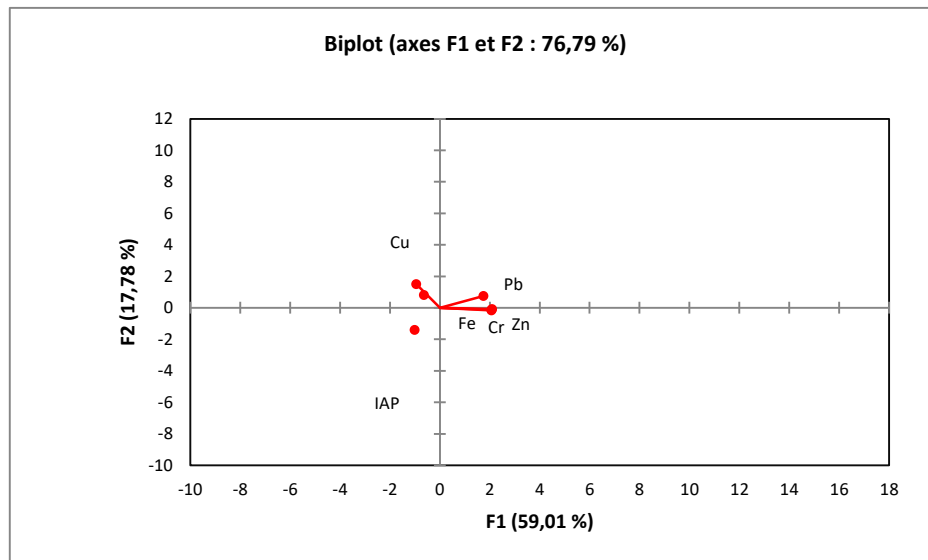


Figure 12 : Graphe de cercle de corrélation.

En se référant aux concentrations des contaminants atmosphériques, l'analyse en composantes principales a séparé les sites en trois groupes selon les concentrations des métaux lourds (Figure 13).

On note ainsi l'isolement du site S1 : Sidi Yahya El Gharb il serait le plus contaminé par les métaux de type Pb, Zn, Cr et Fe. L'indice de la pureté atmosphérique y est très faible, démontrant un degré de pollution assez important. Ce constat serait dû principalement à l'industrie de production de pâte à papier qui rejette des déchets atmosphériques durant tout le processus de production et dont les rejets sont principalement constitués de Zn, de Cr et Fe dans la zone de Sidi Yayha El Gharb.

Les sites : Harhoura (S6), Sidi Abed (S8), Bouznika (S9), Mansouriya (S10) et Mohammedia (S11) forment un seul groupe et ont des valeurs d'indice de pollution atmosphérique proches : 4,88 à 9, soit une qualité d'air assez médiocre. Ces sites enregistrent des concentrations en Cu assez importantes dues essentiellement aux raffineries situées dans la zone de Mohammedia. L'indice de pureté atmosphérique très bas au niveau de Harhoura et de la zone du côté de Sidi Abed. Ceci peut être imputé au trafic routier très dense le long de la route côtière entre Mohammedia et Harhoura d'une part et d'autre part aux rejets des activités industrielles notamment dans la région de Temara.

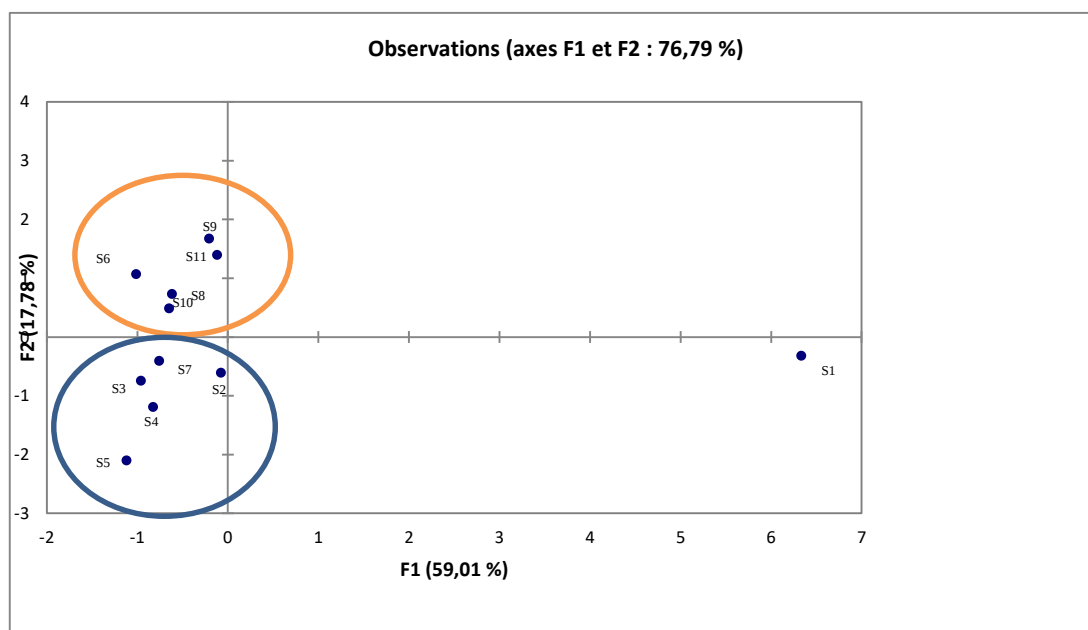


Figure 13 : Analyse factorielle des sites en fonction des concentrations des métaux lourds analysés.

Le troisième groupe rassemble les sites dont la valeur de l'indice de la pureté atmosphérique est située entre 18,84 et 24. Ces sites sont des espaces forestiers comme la parcelle mitoyenne à la plage des nations unies et le site de Mehdiya (S4) qui est une réserve naturelle relativement éloignée des activités anthropogéniques ou bien que les émissions atmosphériques sont freinées relativement par la densité du couvert forestier dans la zone.

L'ACP a montré une corrélation négative entre l'IPA et les concentrations de Cr, Zn, Cu, Fe et Pb chez *Evernia prunastri*. D'autres études démontrent une corrélation négative forte entre l'IPA et les concentrations des métaux lourds : Al, Cl, Cu, Fe, Li, P, Pb et Zn (Gombert et al., 2004 ; Sujetoviené, 2017).

Loppi et al., (1992), de leur côté ont montré une corrélation négative entre l'IPA et les concentrations de Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn chez *Parmelia caperata*, à Pistoria en Italie. Jeran et al. (2002) ont analysé les éléments métalliques dans *Hypogymnia physodes* en Slovénie et les ont comparés avec l'indice de la pureté atmosphérique, ce dernier est corrélé négativement avec les concentrations de As, Cr et Zn.

V. Conclusion

La bioaccumulation a permis l'identification des sources de contaminants atmosphériques des métaux analysés. En effet, les résultats de cette étude ont montré une importante influence des émissions anthropiques sur l'accumulation des polluants atmosphériques dans les lichens. Les gaz d'échappement des véhicules moteurs, l'utilisation des énergies fossiles sont les principales sources de contamination des sites urbains et périurbains analysés.

Nos résultats ont permis de démontrer que les techniques ICP-AES associée au *Xanthoria parietina* et la SAA associée à *Evernia prunastri* nous renseigne sur la qualité de l'air. Le site de Sidi Yayha El Gharb affiche des concentrations élevées de métaux lourds notamment le Zn 1366 mg/kg, le Pb 45mg/kg et le Cr 1774mg/kg. Les teneurs en Cr sont aussi élevées dans la forêt provinciale de Kenitra 1242mg/kg. Pour les teneurs en cuivre, les valeurs les plus élevées sont au niveau de Rabat et la ceinture verte de Temara.

Le MEB révèle aussi des informations pertinentes concernant les dépôts chimiques au niveau des thalles lichéniques ceci est dû au fait que la majorité des métaux lourds sont piégés à la surface du thalle, par adsorption extracellulaire, à l'aide des liaisons chimiques plus ou moins fortes, au niveau extracellulaire, l'analyse de partie superficielle du thalle a révélé que presque tous les échantillons de *Xanthoria* contiennent des particules qui se trouvent naturellement dans la croûte terrestre telles que le Si, l'Al, le Fe et le Ca. Le fer est aussi associé au Pb dans tous les sites analysés ce qui prouve qu'il s'agit d'éléments dérivés de processus de haute combustion, notamment dans la forêt provinciale de Kenitra qui affiche des teneurs de 56,26 % de Pb, 38,93 % de Fe et 0 % de Zn.

L'absence du zinc dans ce cas ainsi qu'au niveau du site de Sidi Boughaba peut être expliqué par le fait que le Zn est stocké dans l'espace intracellulaire le rendant indétectable par le MEB. En effet, Paoli et *al.* (2018) a étudié la compétition entre les métaux lourds et les sites de fixation et leur implication dans les programmes de bio-monitoring. Leur étude a démontré que le cadmium et le plomb est stocké dans l'espace extracellulaire, alors le Zinc est stocké dans l'espace intracellulaire.

Ces investigations incriminent le trafic automobile, qui contribue à l'augmentation des teneurs de plomb, cuivre et zinc. Les valeurs obtenues peuvent être extrêmes dans les zones à forte implantation industrielle comme Sidi Yahya El Gharb, Kenitra, Rabat et Mohammedia où l'atteinte environnementale et sanitaire pourraient être importante mais malheureusement

demeure insuffisamment prise au sérieux, d'où la nécessité de renforcer des politiques écologiques dans ce sens :

- En fixant des objectifs de réduction des émissions de polluants notamment par les industriels
- En améliorant les infrastructures et la réglementation de la qualité des carburants et combustibles, ou des émissions liées aux moteurs imposant des seuils d'émissions de polluants pour les véhicules neufs par exemple)
- En promouvant des transports respectueux de la santé et de l'environnement, et en particulier les « mobilités actives » (marche, vélo, etc.)

CHAPITRE IV : MODELISATION ET INTERPOLATION SPATIALE POUR LA CARTOGRAPHIE LICHENIQUE DES TENEURS DE METAUX LOURDS

Ghita ELRHZAOUI, Pradeep Kumar DIVAKAR, Ana CRESPO, Hikmat TAHIRI, Fatima Ezzahra EL ALAOUI-FARIS & Rida KHELLOUK. Spatial Mapping of Heavy Metals Using Lichen Bioaccumulation Capacity to Assess Air Contamination in Morocco. *Cryptogam Biodiversity and Assessment*. 4(1), 19-24. 2020.

I. Introduction

La mise en avant des inégalités écologiques passe par la caractérisation de la qualité des milieux environnementaux. L'atteinte de ce but nécessite la récolte, la structuration et la mise en forme de bases de données environnementales spatialisées, issues de la surveillance physico-chimique et de la bio-surveillance des milieux. L'outil le plus adapté qui peut exploiter ce type de données et caractériser la qualité de l'environnement est le Système d'Information Géographique (SIG) appliqué au domaine de la santé environnementale (Ocelli, 2016).

1. Systèmes d'Informations Géographiques (SIG)

Un SIG est défini comme l'ensemble organisé de logiciels, de données géographiques et de ressources humaines capables de saisir, stocker, mettre à jour, analyser et présenter toutes formes d'informations géographiquement référencées. Plusieurs fonctions peuvent donc être attribuées à ces systèmes.

- La première est la création et la collecte de données spatiales, issues de sources multiples et de formats diversifiés.
- La deuxième fonction est le classement, l'organisation et la géoréférencement de données sous forme de cartographies permettent une présentation spatialisée des phénomènes terrestres.
- La troisième fonction est l'analyse spatiale et/ou statistique pour évaluer les tendances du phénomène étudié

De ce fait, le SIG est considéré comme un outil complet de connaissance, d'analyse, d'aide à la décision et de communication. En matière de santé environnementale, la bio-surveillance de la qualité des milieux génère des cartographies ponctuelles. Lors des travaux d'investigations environnementales, la récolte des échantillons peut être variable dans l'espace. Ceci peut provoquer des « vides d'information ». Afin de combler ces manques, des méthodes géostatistiques d'interpolation spatiale sont mises en œuvre pour estimer les indicateurs environnementaux en tous points de l'espace grâce à l'interpolation spatiale (Ocelli, 2016).

2. Interpolation spatiale

L'interpolation est une opération mathématique permettant de construire une courbe à partir des données d'un nombre infini pour extraire une nouvelle information de la signification

des données originales (Chang, 2006). L'interpolation permet de prévoir les valeurs des cellules d'un raster (une division régulière de l'espace sous forme de cellules ou mailles généralement carrées appelées pixels, qui définissent la précision minimale de la structure) à partir d'un nombre limité de points d'échantillonnage.

Plusieurs méthodes sont disponibles pour créer des rasters à partir de données vectorielles ponctuelles y compris les données de la surveillance physico-chimique et biologique de l'environnement. Ces données peuvent constituer des informations géostatistiques.

Même si les stratégies d'échantillonnage de mesures environnementales soient initialement construites à partir de plans de mailles conformes et homogènes, la logistique et le coût élevé des prélèvements et d'analyse des échantillons incitent constamment au recours à un tirage au sort d'une partie de ces points. Cette sélection au hasard fait que la répartition des échantillons sur le terrain devient irrégulière, hétérogène et discontinue sur la zone étudiée (Ocelli, 2016). L'interpolation spatiale résorbe ce problème du fait de son aptitude à générer des représentations cartographiques globales de ces indicateurs de qualité des milieux environnementaux et évaluer les principales tendances du phénomène observé (Cressie, 1993).

L'interpolation spatiale estime statistiquement les données spatialisées. Donc à partir d'observations ponctuelles mesurées et géo-référencées, elle fournit la valeur la plus probable du paramètre observé (appelé variable régionalisée) en tout point du domaine spatial étudié (Hengl, 2007). Le résultat est une production cartographique d'estimations au niveau de chaque point d'une grille régulière recouvrant la zone d'étude (El rhzaoui et *al.*, 2020). Par conséquent, plus le nombre de localisation estimé est élevé, plus la carte prendra l'apparence d'une surface lisse. Ce résultat peut être représenté selon des courbes de niveau, une palette de couleurs ou une perspective 3D. La modélisation des teneurs en métaux lourds ou d'autres contaminants atmosphériques par l'interpolation permet de faire une cartographie de la contribution des sources anthropiques principales dans l'imprégnation de l'environnement par ces éléments.

Le concept des lichens bio-accumulateurs de métaux lourds a connu un essor depuis la fin des années 90 (Bargagli, 1998). Les dosages de ces éléments dans les tissus lichéniques reflètent ainsi des expositions récentes à la pollution atmosphérique (Rzepka & Cuny, 2008) et donc reflètent fidèlement la santé environnementale d'une zone donnée. Plusieurs auteurs ont d'ailleurs démontré que les concentrations des métaux lourds mesurées chez les lichens sont directement corrélés à celles retrouvées dans l'environnement et proportionnelles à la période d'exposition (Bergamaschi et *al.*, 2007). Cette approche de bioaccumulation est employée pour le suivi des éléments traces métalliques à proximité de sources d'émissions routières et

industrielles (Loppi et *al.*, 2004 ; Aznar et *al.*, 2008) ; ainsi que le suivi spatio-temporel de leur imprégnation (Fuga et *al.*, 2008 ; Balabanova et *al.*, 2012). Donc la bioaccumulation par les lichens et l'interpolation sont des approches complémentaires pour mieux visualiser l'imprégnation de l'air par les métaux lourds et mieux cerner et identifier les points noirs sur le plan écologique.

Avec des logiciels géostatistiques comme l'ArcGis, les teneurs sous forme de données brutes sont converties en modèles de distribution continue, et permettent d'établir des cartes de distribution des éléments dans la zone étudiée (Cuny et *al.*, 2002 ; Pignata et *al.*, 2002 ; Loppi et *al.*, 2004). Ces représentations présentent parfois des limites mais elles ont l'avantage de donner une image globale de la contamination environnementale. Elles permettent même d'interpréter les résultats selon le degré d'éloignement par rapport à la source de pollution.

Cette partie de notre travail a pour objectif de capitaliser sur les données obtenues par l'analyse physico chimique des lichens épiphytes en procédant à leur géo traitement par l'ArcGis 10 pour la caractérisation de l'imprégnation de l'environnement par les éléments traces et la cartographie de la contamination atmosphérique au niveau des sites étudiés.

Les données issues de la surveillance physico-chimique sont cartographiées à l'aide des outils SIG, notamment avec des méthodes géostatistiques d'interpolation spatiale. Techniquement, on a regroupé les résultats des dosages des métaux lourds par la SAA et l'ICP-AES du chapitre III pour établir des surfaces continues de pollution et avoir plus de précision dans l'élaboration des cartes monométalliques.

II. Matériel et méthodes

L'ArcGis 10 est un logiciel des Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) qui effectue des estimations statistiques de données spatialisées. Le principe de la méthode est qu'à partir d'observations ponctuelles mesurées et géo-référencées, le logiciel est capable de fournir la valeur la plus probable du paramètre observé, appelé variable régionalisée, en tout point du domaine spatial étudié (Hengl, 2007).

Cette méthode géostatistique permet l'obtention d'une cartographie continue de la répartition des métaux lourds mesurés tout en tenant compte de la structure spatiale des données. Le logiciel calcul des surfaces continues de pollution qu'on attribuera à chaque unité d'analyse (Jerrett et *al.*, 2001).

Le calcul des paramètres de l'entourage et la dépendance statistique des mesures détermine la pondération de chaque point pour chaque maille de la carte. Ensuite une prévision est calculée pour chaque maille. Le modèle de base de cette méthode s'énonce comme suit :

$$Z = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{(D_i)^p} Z_i}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{(D_i)^p}}$$

Z = la valeur de l'interpolation

Z_i ($i=1 \sim n$) = la valeur du point échantillonné

D_i = la distance entre le point I et le point interpolé

P = poids positif du paramètre déterminé par la moyenne minimale de l'erreur absolue qui influence significativement la valeur de l'interpolation

On a importé les données du tableau 14 avec leurs coordonnées (X , Y) dans l'ArcMAP, pour procéder à leur traitement. Dans ce qui suit nous donnons un exemple de traitement des données relatives au zinc par le logiciel ArcGis 10, la même procédure a été appliquée aux autres métaux lourds analysés.

Tableau 14 : Concentrations en mg/kg des métaux lourds dans les 20 sites étudiés.

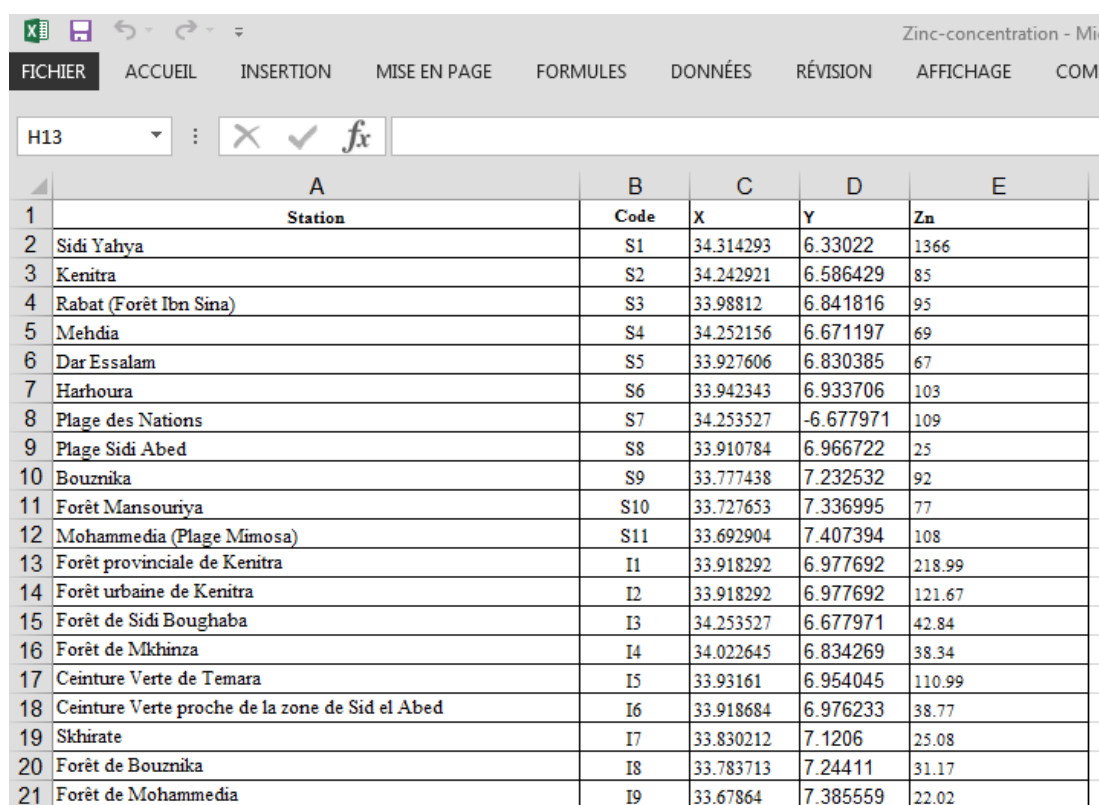
Stations	Zn	Pb	Fe	Cu	Cr
Sidi Yahya El Gharb	1366± 0,62	45,75±0,77	15000±443,8	13,86±0,01	1774 ± 0,96
Kenitra	85 ± 2,99	5,7 ± 0,17	1990 ± 3,10	32,5 ± 0,31	570,33 ± 8,50
Forêt Ibn Sina, Rabat	95 ± 0,79	2,85 ± 0,06	2640 ± 4,54	66,66±0,72	59,98 ± 0,73
Mehdia	69 ± 0,48	4,27 ± 0,05	2700 ± 99,83	31,96±0,94	404,2 ± 1,947
Dar Essalam	67 ± 0,48	4,03±0,016	1360 ± 2,07	7,34 ± 0,18	17,99 ± 0,82
Harhoura	103 ± 0,62	4,85 ± 0,08	2050 ± 10,80	42,65±0,71	716,63 ± 1,09
Plage des Nations	109 ± 0,89	5,62 ± 0,18	2150 ± 3,60	17,64±0,01	478,74 ±1,73
Plage Sidi Abed	25 ± 0,65	4,32 ± 0,21	1120 ± 4,28	13,07±0,12	868,99 ± 1,79
Bouznika	92 ± 0,40	27,89±0,36	3150 ± 3,49	38,31±0,24	683,99 ± 1,79
ForêtMansouriya	77 ± 0,48	27,6 ± 0,19	2450 ± 58,49	30,05±0,48	675,61 ± 0,81
Mohammedia près plage. mimosa	108 ± 28,52	4,6 ± 0,12	1550 ± 5,28	31,89±0,06	80,14 ± 0,66
Forêt provinciale de Kenitra	218,99±1,52	22,82± 1,43	8422,01±12,42	22,52±1,27	1242,32±40,34
Forêt urbaine de Kenitra	121,67±0,84	17,059±1,17	3339,82±0,91	7,95 ± 0,48	257,89 ± 1,25
Forêt de Sidi Boughaba	42,84± 1,08	2,852± 0,10	1974,96±0,56	4,69±0,11	74,98 ± 0,11
Forêt Mkhinza	38,34 ± 1,17	15,74± 0,52	1591,68±1,07	4,06±0,57	142,054±1,027
Ceinture Verte de Temara	110,99±0,57	42,05± 1,02	5744,53±1,27	85,14±1,04	183,38 ± 1,19
Ceinture Verte près Sidi Abed	38,77± 0,67	7,22 ± 0,78	851,34±0,85	3,14±0,07	32,995 ± 0,70
Skhirate	25,08 ± 1,35	6,23 ± 0,56	1157,24±1,42	4,61±0,67	21,58 ± 1,41
Forêt Bouznika	31,17 ± 3,53	22,63± 1,06	1872,03±20,32	20,12±0,70	68,15 ± 2,12
Forêt de Mohammedia	22,02 ± 1,42	5,23 ± 1,23	479,97±1,41	4,69±1,35	44,55 ± 0,70

Le fichier contenant les informations doit être un tableau Excel selon le model suivant le tableau 15.

Les étapes suivantes correspondent au protocole du traitement des données proposées par le logiciel ArcGis 10 :

1. On télécharge la feuille qui contient les données relatives au zinc dans ArcMap comme table de point.
2. On clique sur le bouton « add data » d’ArcMap, et on parcourt les fichiers pour pointer sur notre fichier Excel, on double-clique sur celui-ci pour ouvrir les feuilles puis on sélectionne la feuille contenant les données (Figure 14).
3. Dans la fenêtre de paramétrage, on indique quels champs contiennent les coordonnées X et Y, ainsi que le système de coordonnées utilisé.

Tableau 15 : Sites choisis et leurs coordonnées X et Y.



The screenshot shows an Excel spreadsheet titled 'Zinc-concentration - Mic'. The spreadsheet contains a table with 21 rows of data. The columns are labeled A through E. Column A lists the station names, Column B lists the codes, Column C lists the X coordinates, Column D lists the Y coordinates, and Column E lists the zinc concentration (Zn). The data is as follows:

	A	B	C	D	E
	Station	Code	X	Y	Zn
2	Sidi Yahya	S1	34.314293	6.33022	1366
3	Kenitra	S2	34.242921	6.586429	85
4	Rabat (Forêt Ibn Sina)	S3	33.98812	6.841816	95
5	Mehdia	S4	34.252156	6.671197	69
6	Dar Essalam	S5	33.927606	6.830385	67
7	Harhoura	S6	33.942343	6.933706	103
8	Plage des Nations	S7	34.253527	-6.677971	109
9	Plage Sidi Abed	S8	33.910784	6.966722	25
10	Bouznika	S9	33.777438	7.232532	92
11	Forêt Mansouniya	S10	33.727653	7.336995	77
12	Mohammedia (Plage Mimosa)	S11	33.692904	7.407394	108
13	Forêt provinciale de Kenitra	I1	33.918292	6.977692	218.99
14	Forêt urbaine de Kenitra	I2	33.918292	6.977692	121.67
15	Forêt de Sidi Boughaba	I3	34.253527	6.677971	42.84
16	Forêt de Mkhinza	I4	34.022645	6.834269	38.34
17	Ceinture Verte de Temara	I5	33.93161	6.954045	110.99
18	Ceinture Verte proche de la zone de Sid el Abed	I6	33.918684	6.976233	38.77
19	Skhirate	I7	33.830212	7.1206	25.08
20	Forêt de Bouznika	I8	33.783713	7.24411	31.17
21	Forêt de Mohammedia	I9	33.67864	7.385559	22.02

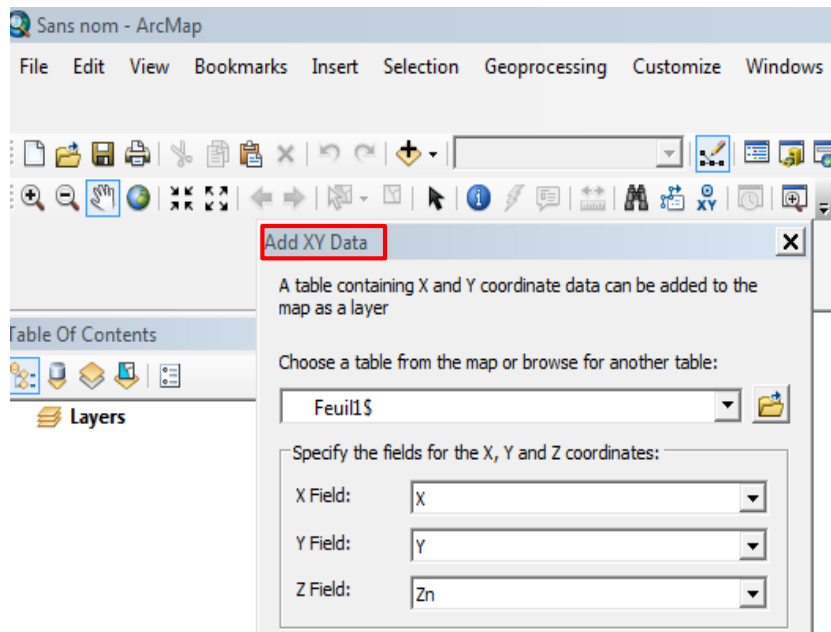


Figure 14 : Implémentation des données Excel dans l'ArcMap.

La couche résultante, cette fois-ci contenant des identifiants internes, est affichée dans la figure 15.

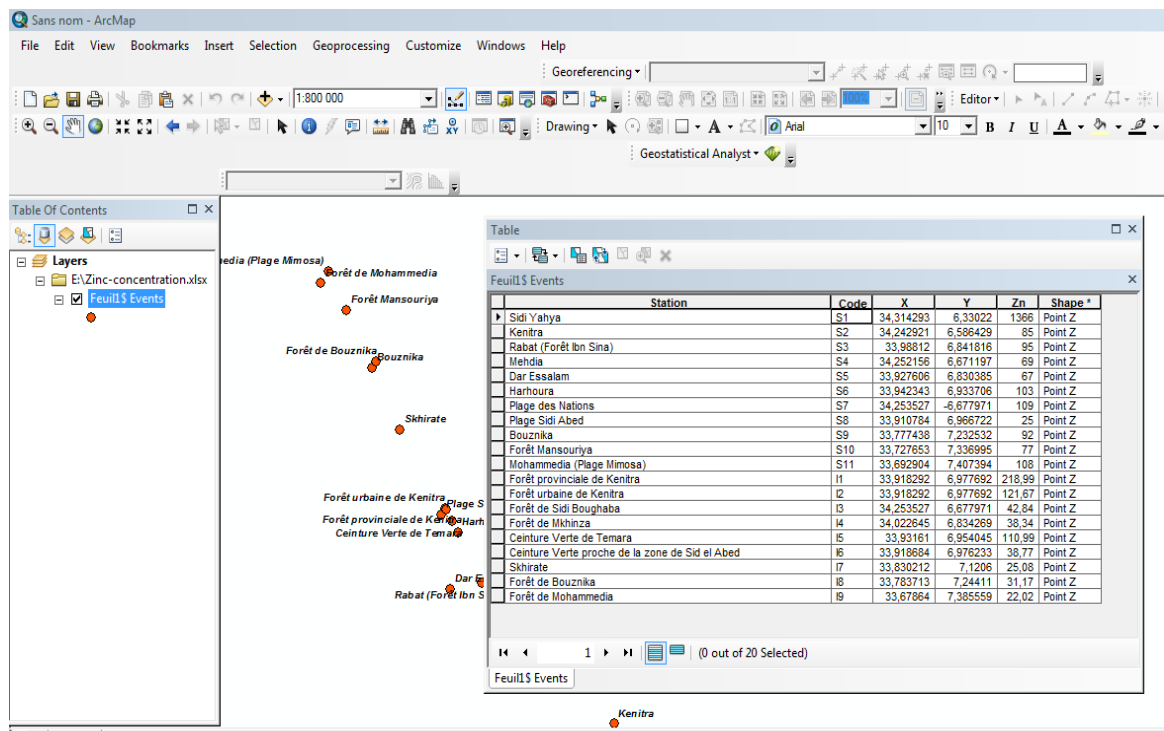
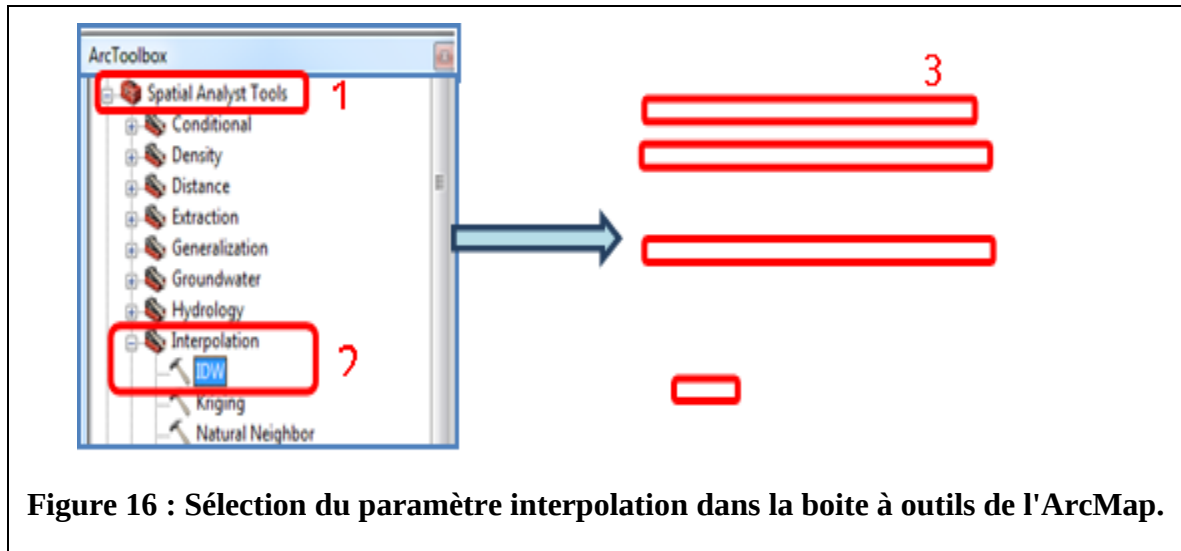


Figure 15 : Traitement des données avec leur identifiant interne dans l'ArcMap.

On trouve les méthodes d'interpolation classique dans les menus de l'ArcToolbox Outils Spatial Analyst-Interpolation (Figure 16). Dans notre cas, nous avons utilisé la méthode IDW (Inverse Distance Weighted).



Dans le menu de l'ArcToolbox

1. On clique sur Spatial Analyse Tools.
2. On choisit Interpolation / IDW.
3. On sélectionne la couche : Zinc-concentration.
4. On sélectionne le champ : Zn.
6. On valide et on obtient la carte monométallique (Figure 17).

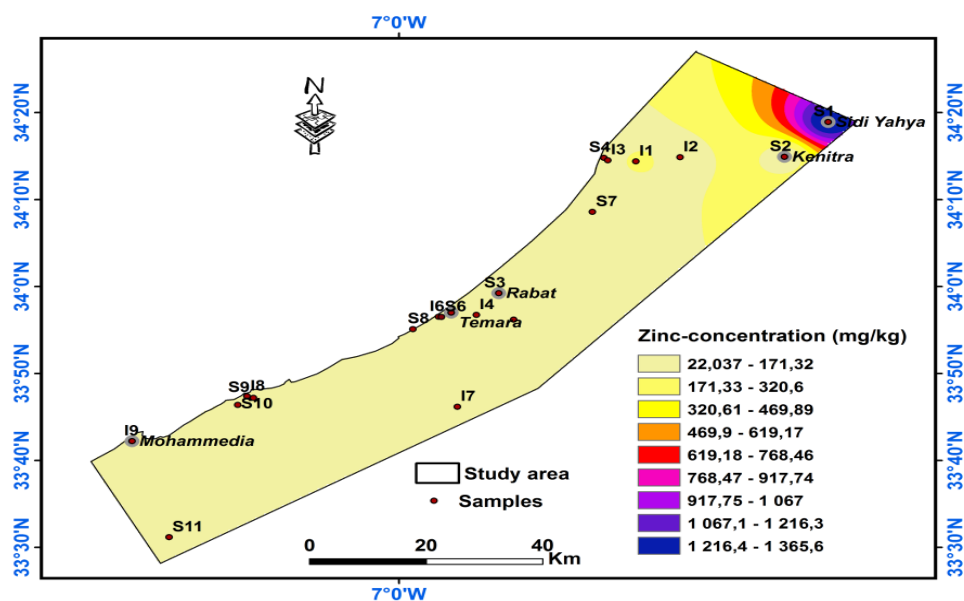


Figure 17 : Carte monométallique pour la caractérisation du Zn.

III. Résultats et discussion

Dans notre cas l'observation des plages de couleurs (Figures 17 à 21) dont les nuances correspondent chacune à un intervalle de concentrations permet de noter que l'axe analysé est caractérisé par une répartition spatiale à très forts gradients en métaux lourds dans l'air (El Rhzaoui et *al.*, 2020). Les sites urbains : Kenitra, Rabat, Mohammedia, Bouznika surtout sont fortement contaminés notamment avec le plomb et le cuivre selon les surfaces colorées et le gradient des nuances (Figures 19 et 20).

Comme précédemment évoqué par différents auteurs comme Cuny, 2012 ; Agnan et *al.*, 2013 ; Paoli et *al.*, 2015 et bien d'autres, les teneurs élevées en Fe, Pb, Zn et Cu sont liés au trafic automobile. Monna et *al.* (2012) dans leur étude relative à la contamination au plomb, ont conclu que plus de 50 % de ce métal largué dans l'atmosphère est causé par le trafic automobile.

Mohammedia est fortement contaminée en plomb suivie par la région de Bouznika et de Rabat. Ces sites affichent une forte contamination en fer aussi. Selon Gao et *al.* (2002) la combinaison du Pb et du Fe indiquent l'utilisation des énergies fossiles. Les centrales à combustible fossile sont localisées surtout à Mohammedia. Pour le cuivre, la région de Kenitra est un site très fortement touché par la pollution cuivrée suivie par la région de Rabat et de Mohammedia. Le trafic automobile en milieu urbain, la forte anthropisation et l'activité industrielle intense au niveau de certains points noirs comme Kenitra, Rabat et Mohammedia ne font que dégrader la qualité de l'air et impacter les autres zones (El Rhzaoui et *al.*, 2020).

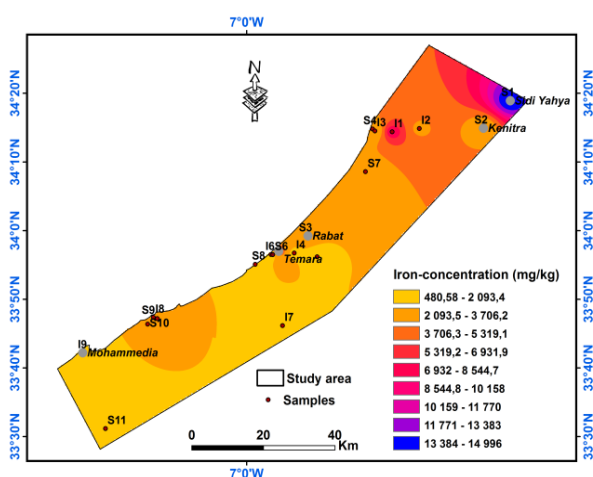


Figure 18 : Carte monométallique pour la caractérisation du Fe.

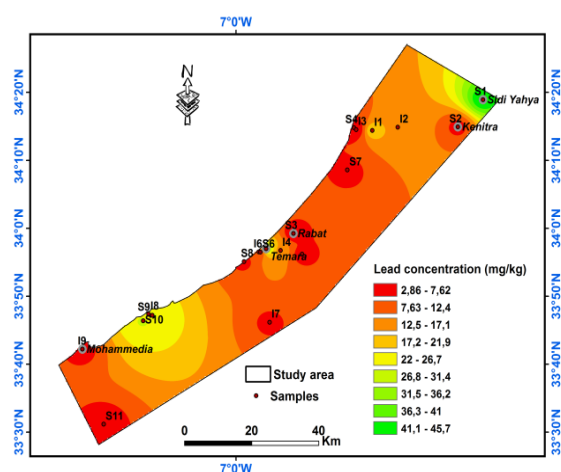


Figure 19 : Carte monométallique pour la caractérisation du Pb.

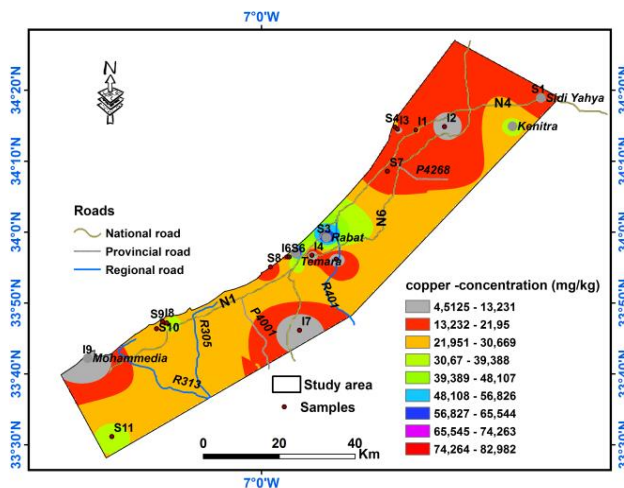


Figure 20 : Carte monométallique pour la caractérisation du Cu.

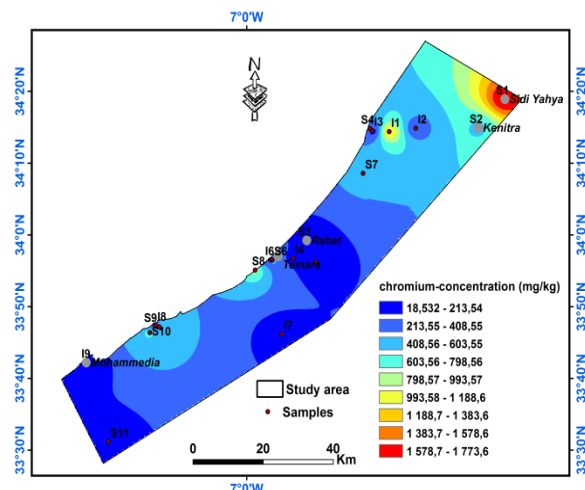


Figure 21 : Carte monométallique pour la caractérisation du Cr.

En outre, la projection des routes nationales et régionales qui se situent au niveau de notre axe d'étude dans les cartes mono-métalliques (Figures 22 à 26) conforte le fait que cette pollution est due principalement à l'activité du parc automobile au niveau urbain et même aux alentours des villes de Kenitra, Sidi Yahya El Gharb, Rabat, Temara, Bouznika et de Mohammedia.

En effet, on note que les routes nationales surtout la N1 et la N4 allant de Sidi Yahya El Gharb à Mohammedia connaissent par endroit des gradients de pollution variables de Cr, fer, Zinc, et Cu et de Pb.

Pour la contamination plombique, Sidi Yahya El Gharb affiche les plus fortes concentrations appartenant à l'intervalle 41,1 - 45,7 mg/kg. Zhgaid et *al.* (2009) ont reporté que les fortes teneurs de Pb enregistrées à Kenitra et ses environs sont liées aux trafics automobiles vétustes et à la voie ferrée et ceci malgré l'introduction du diesel et la suppression de l'essence plombique.

On note aussi que la ceinture verte de Temara est aussi touchée par la contamination plombique, en observant les projections des routes nationales, on remarque que la route nationale N1 jouxte une partie de la ceinture verte. Par ailleurs, le gradient de la contamination plombique est aussi fort dans la région de Bouznika surtout près de la route N4 (Figure 20). Ceci laisse à déduire que les deux routes nationales N4 et N1 sont responsables d'une grande partie de la pollution plombique sur cet axe. D'où l'intérêt de prises de mesures pour décongestionner ces axes ultérieurement.

Pour le chrome, le fer et le zinc, les plus forts gradients de concentrations se trouvent dans la zone de Sidi Yahya El Gharb et environs ; des concentrations qui appartiennent respectivement aux intervalles 1578,7 - 1773,6 mg/kg ; 13384-14996 mg/kg ; 1216,4 - 1365,6 mg/kg laissant supposer qu'outre le trafic automobile, l'activité industrielle impacte considérablement la qualité de l'air dans cette zone.

Pour le cuivre, d'après les figures 18 et 22, on note que la zone de Sidi Yahya El Gharb - Kénitra semble affectée par la pollution cuivrée ainsi que Mohammedia et Temara avec des gradients appartenant à l'intervalle 74,264 - 82,982 mg/kg. On note aussi un gradient élevé de contamination élevée dans la zone de Skhirate laissant supposer que la source est probablement agricole avec l'usage excessif des pesticides et anti fongiques riches en cuivre dans les terres cultivables.

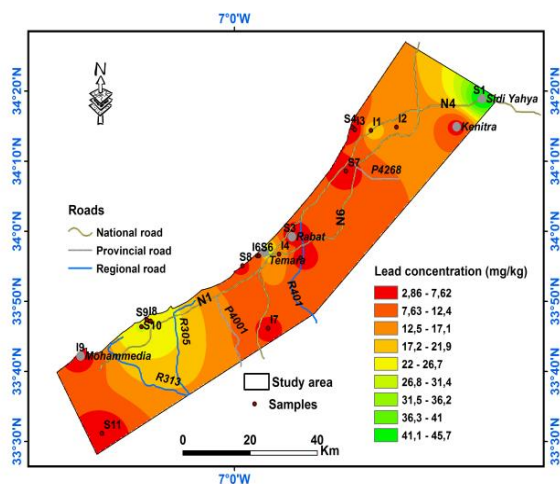


Figure 22 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Pb.

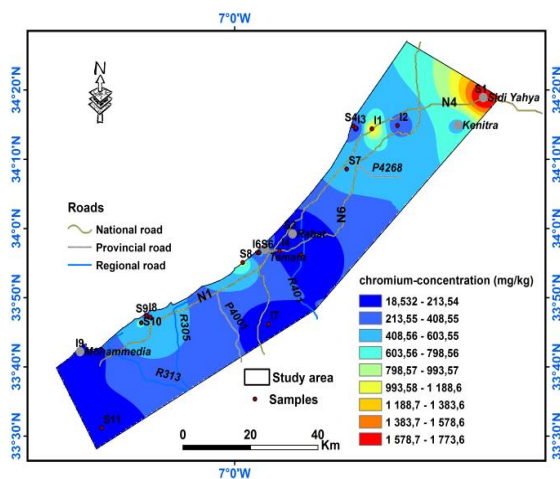


Figure 23 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Cr.

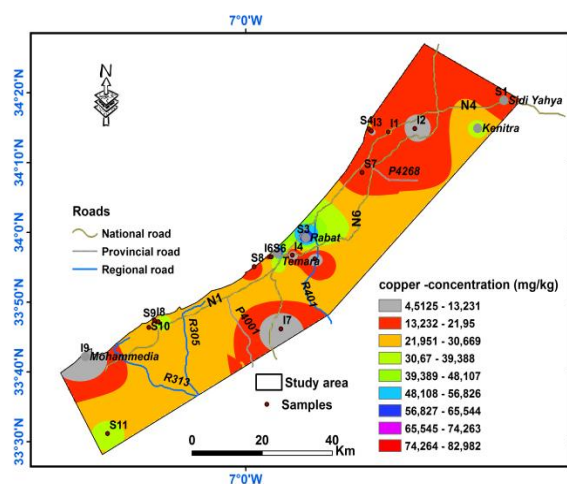


Figure 24 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Cu.

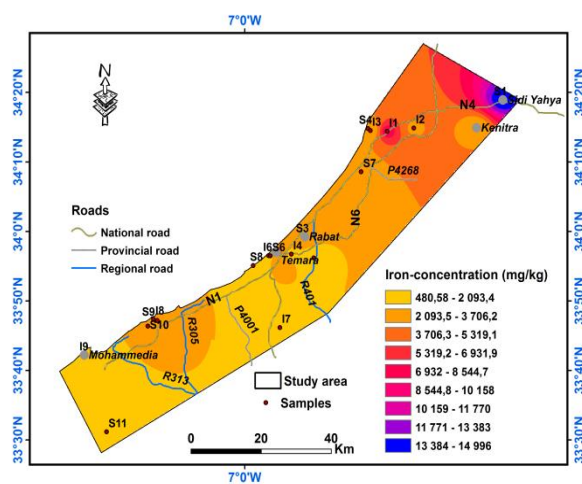


Figure 25 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Fe.

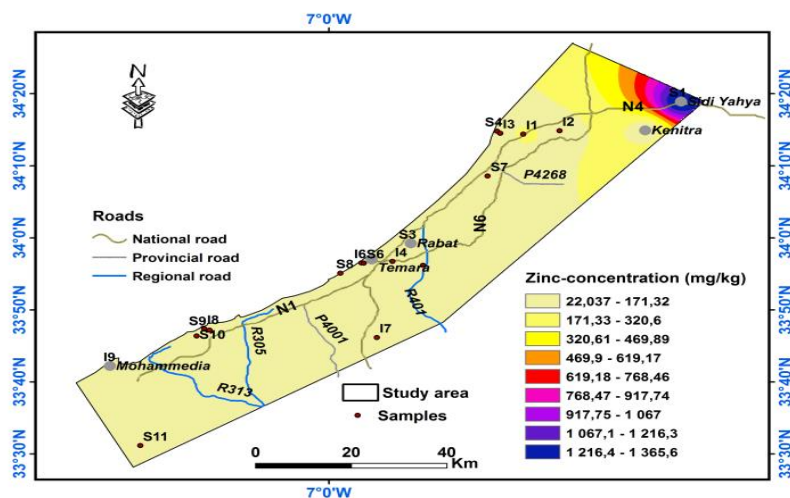


Figure 26 : Projection des axes routiers sur la carte monométallique du Zn.

IV. Conclusion

Les variations spatiales des paramètres physicochimiques comme les métaux lourds sont déterminées en se basant sur le système d'information géographique (SIG), et ce pour mieux comprendre leur impact sur les différents compartiments eau, sol, air (Zhou et *al.* 2007). La méthode d'interpolation est simple, pratique et la plus utilisée.

Dans notre cas, ce travail l'interpolation spatiale a montré que les zones urbaines et même les zones hors les périmètres urbains sont fortement touchées par la pollution plombique, surtout au niveau de Kenitra, Sidi Yahya El Gharb et Rabat et Bouznika. Les cartes monométalliques avec les axes routiers projetés ont montré que les routes Nationales N1 et N4 connaissent un trafic intense d'où l'urgence d'y intervenir pour remédier à ce problème de contamination plombique. Pour le cuivre, la région de Kenitra - Sidi Yahya El Gharb est une zone touchée par la pollution cuivrée suivie par la région de Rabat, Skhirate et de Mohammedia. Le trafic automobile, la forte anthropisation et l'activité industrielle intense au niveau des villes de Kenitra, Rabat et Mohammedia et leurs périphéries ne font que dégrader la qualité de l'air et impacter les autres zones.

Les autres métaux lourds analysées ne font pas l'exception au niveau de ces zones, ils sont aussi présents mais avec des gradients différents.

L'utilisation des méthodes physico-chimiques couplée aux systèmes d'information géographique constitue une solution incontournable pour caractériser la qualité des milieux environnementaux y compris l'air. En effet, de part leurs fonctions synthétique et globale, l'utilisation de l'analyse SIG en santé environnementale aide à estimer les valeurs de concentrations en polluants au niveau de points d'échantillonnage pour lesquels tous les paramètres n'ont pas été mesurés et ainsi pallier la forte hétérogénéité des bases de données environnementales dans le cadre de contaminations multi-paramètres.

Cette cartographie a permis de mettre en évidence la contribution des sources anthropiques dans l'imprégnation de l'environnement par les métaux lourds.

Le but de notre travail était d'évaluer l'imprégnation de l'environnement et réaliser d'une manière objective des cartes où les points noirs environnementaux et par extrapolation sanitaires pourront être facilement mis en évidence. Ces cartographies pourront être utilisées comme outils de décision dans la gestion des territoires soumis à des disparités écologiques évidentes.

Outre l'activité industrielle, le trafic routier contribue de façon considérable à la détérioration de la qualité de l'air surtout avec l'utilisation des combustibles fossiles impactant de façon systématique la qualité de l'air et accentuant les effets des changements climatiques. De ce fait, et pour être en phase avec les politiques énergétiques et environnementales adoptées par le Maroc, la promotion des énergies propres notamment électriques pour le parc automobile et autres, pourront diminuer le taux d'émission des polluants dans l'air. Ce type de données peut être corroborées par d'autres analyses qui concerneront d'autres contaminants atmosphériques et qui peuvent être corrélées ultérieurement avec l'imprégnation des populations pour évaluer le risque potentiel sur la santé humaine.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Le recensement des lichens dans une partie du terroir des Ameurs du canton A de la forêt de la Maâmora constitue une amorce aussi bien pour notre étude sur la bioaccumulation que pour d'autres travaux d'inventaire futurs dans la zone. La flore lichénique est fortement fragilisée par plusieurs facteurs comme les activités sylvo-pastorale et le démasclage du liège. De plus, il y a la pollution atmosphérique et le changement climatique qui entraînent l'altération des communautés lichéniques avec la disparition d'espèces sensibles et l'apparition de celles qui peuvent s'adapter aux différents types de stress notamment métallique.

Ce travail pointe aussi du doigt l'impact des coupes forestières, qui conduisent à l'ouverture des milieux naturels et touchent systématiquement les organismes épiphytes, en détruisant leur habitat et en morcelant leur territoire ce qui limite leur dispersion, avec une dégradation des conditions microclimatiques comme l'augmentation soudaine de l'intensité lumineuse, la fragmentation par le vent des thalles attachés aux arbres situés à la marge des parcelles, etc.

On a noté aussi un facteur d'altération très important qui est le déliègeage du *Quercus suber* rendant toute colonisation lichénique très difficile (El Rhzaoui et *al.*, 2016.). En effet, ce procédé de démasclage du chêne-liège est un frein au développement sur une longue durée des groupements lichéniques corticoles, ainsi qu'à la succession de différentes associations par maturation. Ce phénomène est frappant dans le site étudié et le même constat est enregistré en Algérie au Parc National de Theniet-el-Had (Tissemsilt) où l'on exploite également le liège (Khedim, 2018).

La préservation de cet écosystème forestier est d'une grande importance pour la région de Rabat-Kenitra qui connaît une urbanisation galopante. Cette tendance si elle n'est pas stoppée aboutira à une dégradation des peuplements forestiers ainsi qu'à la mise en péril de la diversité biologique notamment lichénique. Donc il serait souhaitable que certaines parcelles forestières soient placées en mises en défens au niveau de la forêt de la Maâmora. Ces parcelles ne subissant plus de coupe permettraient d'instaurer des habitats épiphytiques stables aux communautés lichéniques et contribueraient au maintien de l'équilibre écosystémique de la forêt. De telles mesures auraient pour effet, à long terme, d'augmenter sensiblement la richesse en lichens corticoles en permettant l'installation probablement d'au moins une trentaine d'espèces nouvelles dans la forêt de la Maâmora. Les effets seraient également bénéfiques pour la flore non lichénique : bryophytique, fongique, vasculaire et voir même pour la faune sauvage.

La caractérisation de la pollution de l'air que nous avons approché par une bioaccumulation des métaux lourds chez deux espèces de lichens *Evernia prunastri* et

Xanthoria parietina nous a permis de démontrer le potentiel éco-toxique des régions de Kénitra, Sidi Yahya El Gharb et Mohammedia d'où l'urgence de réagir au niveau de ces zones. Le pouvoir bio-accumulateur chez ces deux espèces est prononcé dans les sites forestiers notamment ceux proches des axes routiers. Le microscope électronique à balayage a mis en avant le dépôt des métaux lourds dans la partie superficielle du thalle et s'avère une méthode complémentaire aux autres techniques de dosage des métaux lourds.

Par mesure de prévention, une meilleure compréhension des relations existantes entre les effets de la pollution et la réponse des organismes à leur égard est d'une importance vitale. Et si « connaître c'est mesurer » en matière de qualité de l'air, connaître la pollution c'est effectivement mesurer les concentrations des polluants présents, mais c'est également en mesurer leurs effets, ceux-ci devraient induire :

- La prise en compte de l'ensemble des polluants présents et de leurs interactions
- L'intégration des facteurs environnementaux ;
- La prise en compte des changements climatiques globaux ;
- La mise en évidence d'une ou de source(s) de pollution ;
- Les informations sur les effets de la qualité de l'air sur les écosystèmes.

L'analyse physico-chimique directe des polluants émis, bien qu'indispensable, est très onéreuse et ne permet pas de connaître l'impact sur le milieu vivant. Le développement de la bio surveillance ouvre la voie à une surveillance plus large et écologique intégrant les effets sur l'environnement grâce aux lichens.

Notre étude a permis d'apporter des preuves supplémentaires en faveur d'une complémentarité de la bio-surveillance lichénique avec les mesures physicochimiques. Les lichens *E. prunastri* et *X. parietina* se sont avérés de bio-accumulateurs de métaux lourds reflétant avec fidélité la qualité de l'air et le degré de contamination atmosphérique, avec une préférence pour *Xanthoria parietina* pour plusieurs raisons :

Bilova et *al* en 2019 ont travaillé sur les réponses physiologiques de *Xanthori parietina* suite à une pollution cuivrée, et ont mis en exergue le rôle de la parietine comme métabolite extracellulaire qui booste le comportement toxico-tolérant du lichen face à la pollution notamment la contamination cuivrée.

La parietine qui est en effet un pigment jaune orangé est un métabolite secondaire qui se trouve la partie superficielle du thalle des lichens des genres *Xanthoria*, *Teloschistes* et

Caloplaca, cette anthraquinone est connue pour son rôle protecteur contre les radiations notamment les rayons ultraviolets. Ils sont agencés sous forme de cristaux extracellulaires à la surface des hyphes du champignon donc c'est un lichen qui peut éventuellement résister aux fortes températures dues aux changements climatiques. Outre cette propriété, Engstrom et *al.*, en 1980 ont prouvé les complexes formés par la parietine et la Fe^{3+} , Arakawa et *al* en 2001 de son côté ont démontré les capacités de la parietine à piéger l'aluminium, le nickel et le zinc.

En plus de la parietine, *Xanthoria* contient l'acide norstictique, l'acide psoromique et l'acide usnique. Bačkor et *al.* 2010 ont pu démontrer que ces acides forment aussi des complexes avec les métaux lourds, pour détoxifier le thalle de l'excès toxiques des éléments traces métalliques.

Et en dernier lieu, El Kouadri et *al.* en 2019 ont effectué des coupes longitudinales de *Xanthoria parietina* et avec le Microscope Electronique à Balayage, ils ont démontré que la structure filamenteuse des apothécies, et une structure d'épithécium très fissuré et ces hyphes très compartimentés fait que cette structure anatomique favorise le piégeage des aérosols y compris les métaux lourds plus que d'autre formes anatomiques de thalles lichéniques.

Par ailleurs, nous avons pu montrer également que les lichens sont de bons bio-estimateurs de la qualité du milieu vu qu'ils sont capables de quantifier le niveau de pollution à partir de leur présence et leur absence. Il apparaît que la diversité lichénique et les indices écologiques tels que l'indice de pureté atmosphérique sont inversement corrélés à la bioaccumulation des polluants atmosphériques. En effet, plus les teneurs des métaux lourds sont élevées plus la flore lichénique est touchée ce qui impacte en conséquence l'indice de pureté atmosphérique qui aura tendance à être faible et inversement. L'approche de l'indice de pureté atmosphérique peut être appliquée d'une manière intensive et extensive, pour faire de l'iso-mapping de la qualité de l'air à moindre coût.

La cartographie de la pollution par l'interpolation spatiale nous a permis de mettre en évidence la contribution des sources anthropiques principales dans l'imprégnation de l'environnement par les métaux lourds. Notre principal but, par l'application de cette méthode de cartographie, était de réaliser d'une manière objective des cartes monométalliques où les points environnementaux hautement pollués pourraient être facilement mis en évidence. Et, ces cartographies serviraient sans doute comme outils de décision dans la gestion des zones soumises à des inégalités environnementales importantes.

Nous estimons, que dans le cadre d'une politique environnementale cohérente, tracée et exécutée avec la participation de toutes les parties concernées, qu'il y aurait une urgence absolue d'action et de mobilisation pour étudier, protéger, conserver et mieux gérer la biodiversité lichénique. Nous formulons ici quelques propositions pour une gestion conservatoire de la flore lichénique du domaine forestier notamment celui de la forêt de la Maâmora qui pourrait être d'un grand intérêt pour la conservation du patrimoine naturel national.

Nous préconisons ainsi de :

- Lister les espèces selon leur rareté au niveau des parcs nationaux, des sites d'intérêt écologique et biologique, des sites Ramsar, des réserves naturelles, etc. Ces recensements lichéniques serviront à mettre à jour la base de données de cette flore cryptogamique quoique riche mais très mal connue et valorisée.
- Réaliser les travaux de terrain pour compléter les données préexistantes, les comparer avec les données des autres pays du pourtour méditerranéen.
- Elaborer un protocole de suivi et de veille sur l'état des espèces endémiques, les plus rares ou celles à forte valeur patrimoniale.

Pour le volet pollution de l'air, il serait judicieux de :

- Procéder à une caractérisation physico-chimique d'autres métaux lourds ainsi que d'autres éléments comme et le dioxyde de soufre et suivre leur évolution spatio-temporelle. Le but d'une telle approche serait de disposer de bases de données qui aideront les décideurs à la prise des décrets adéquats pour assainir l'environnement.
- Etablir des suivis temporels périodiques de la pollution de l'air, pour tracer l'évolution de l'environnement en métaux lourds pour une meilleure interprétation de l'impact des sources d'émission, ou encore des mécanismes conduisant à l'accumulation des polluants et la dégradation de la qualité de l'air.
- Consolider les caractérisations lichéniques et mieux identifier les corrélations entre les types de pollution et l'indice de pureté atmosphérique pour mieux identifier les sources de pollution et les zones environnementales hautement polluées.
- Corréler les cartes des iso teneurs des contaminants atmosphériques avec des indicateurs relatifs à la santé humaine comme les allergies, le cancer des poumons, les maladies du

système immunitaire, etc. Et instaurer des réseaux de bio-surveillance pour évaluer la contamination à l'échelle nationale, régionale et locale.

- Mieux cerner la pollution plombique en zone urbaine et périurbaine par le biomonitoring actif et passif dû au trafic routier. Car outre l'activité industrielle, on ne peut nier la contribution du parc automobile dans la détérioration de la qualité de l'air. Surtout avec l'utilisation des combustibles fossiles impactant de façon systématique la qualité de l'air et accentuant les effets des changements climatiques. De ce fait, et pour être en phase avec les politiques énergétiques et environnementales adoptées par le Maroc, la promotion des énergies propres notamment électriques pour le parc automobile et autres pourront diminuer le taux d'émission des polluants dans l'air.
- Procéder à la normalisation de l'approche de la bio surveillance de la qualité de l'air comme en France ou en Allemagne et la valoriser auprès des différents organismes chargés de la qualité de l'air, mais aussi asseoir une plateforme de dialogue et de synergie entre les chercheurs, les collectivités locales et territoriales, les industriels et les départements étatiques concernés. Une démarche qui peut être corroborée par l'élaboration et la mise en œuvre d'un guide méthodologique pour l'évaluation de la pollution atmosphérique, utilisé au niveau communale par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air. Un guide ajusté selon les spécificités zonales et climatiques, et validé par les départements chargés de l'environnement en collaboration avec les départements de l'agriculture et de l'industrie.
- Surveiller le respect des normes de pollution existantes et inciter les décideurs politiques à une meilleure préservation de la qualité de notre environnement par l'instauration de politiques volontaristes de promotion de solutions propres et de limitation des rejets polluants.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aafi A., El Kadmiri A., Benabid A. & Rouchdi M. 2005. Richesse et diversité floristique de la subéraie de la Mâamora (Maroc). *Acta Botanica Malacitana*. 30, 127-138.

Abbassi L. & Roux C. 1987. Les peuplements lichéniques corticoles de la chênaie verte : étude comparée de la Gardiole de Rians et de l'île de Port- Cros (Var.). *Bulletin de la Société linnéenne de Provence*. 38, 189-245.

Adamo P., Crisafulli P., Giordano S., Minganti V., Modenesi P. & Monaci F. 2007. Lichen and moss bags as monitoring devices in urban areas. Part II. Trace element content in living and dead biomonitors and comparison with synthetic materials. *Environmental Pollution*. 146, 392-399.

Adriaenssens S., Staelens J. & Wuyts K. 2012. Retention of Dissolved Inorganic Nitrogen by Foliage and Twigs of Four Temperate Tree Species. *Ecosystems*. 15, 1093-1107.

Agnan Y., Séjalon-Delmas N. & Probst A. 2013. Comparing early twentieth century and present-day atmospheric pollution in SW France: a story of lichens. *Environnemental Pollution*. 172, 139-148.

Agnan Y., Séjalon-Delmas N. & Probst A. 2014. Origin and distribution of rare earth elements in various lichen and moss species over the last century in France. *Science of the Total Environment*. 487, 1-12.

Ajaj A., Ouazzanni A., Touhami A., Benkirane R. & Douira A. 2013. Contribution to the update catalogue of lichenized and lichenicolous fungi in Morocco. *Journal of Animal and Plant Sciences*. 19(3), 29-30.

Ajaj A., El Assfour A., Ouazzani Touhami., Benkirane R., Fennane M. & Douira A. 2014. Contribution to the lichens biodiversity in the forest of Imouzzer Marmoucha (Middle Atlas Pleated of Morocco). *International Journal of Pure and Applied Biosciences*. 2(6), 42-45.

Alami Ouali F.Z., Elabidi A., Mouhiri L., Fekhaoui M. & Serghini A. 2014. Utilisation des lichens comme bio-indicateurs de la pollution atmosphérique par le plomb, cadmium et zinc de la région de Rabat-Sale-Zemmour-Zaër (Maroc). *Afrique Science*. 10(3), 89-106.

Alsac N. 2007. Analysis of heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Hg) in soils by ICP-AES. *Annales de Toxicologie Analytique*. XIX (1), 37-41.

Amichi S., Kersani K. & Khemmoudj K. 2017. Evaluation des risques pour la santé humaine des gaz d'échappement du trafic routier : Cas d'étude centre-ville de Bejaia. *Mémoire de Master*. 98p.

Aprile G.G., DiSalvatore M., Carratù G., Mingo A. & Carafa A.M. 2010. Comparison of the suitability of two lichen species and one higher plant for monitoring airborne heavy metals. *Environment and Monitoring Assessment*. 162, 291-299.

Arakawa R., Sasao A., Abura T., Suzuki T. & Fujitake N. 2001. Studies of complex formation between anthraquinones and metal ions by electrospray ionization mass spectrometry. *European Journal of Mass Spectrometry*. 7, 467-471.

Arvidsson L. 1979. Notes on some interesting Lichens from Morocco and Spain. *Göteborgs Svampklubbs Årsskr.* 21-37.

Assad M. 2017. Transfert des éléments traces métalliques vers les végétaux : mécanismes et évaluation des risques dans des environnements exposés à des activités anthropiques. *Thèse de Doctorat de l'Université de Bourgogne-comte Spécialité : Sciences de la Vie et de l'Environnement (Sous-spécialités : Sciences agronomiques et Biochimie)*. 218p.

Asta J., Clauzade G. & Ozenda P. 1972. Lichens du Sud-ouest marocain. Review : *Bryology and lichénology*. 38(2), 299-303.

Asta J. & Rolley F. 1999. Biodiversité et bioindication lichénique : qualité de l'air dans l'agglomération Grenobloise. *Bulletin Interne de l'Association Française de Lichénologie*. 3, 121-126.

Augusto S., Maguas C., Matos J., Pereira M.J., Soares A. & Branquinho C. 2009. Spatial modeling of PAHs in lichens for finger printing of multisource atmospheric pollution. *Environment and Science Technology*. 3(43), 7762-7769.

Azmi S. 2004. Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Ile-de France. *Thèse de Doctorat. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*. 275p.

Aznar J.C., Richer-Lafleche M. & Cluis D. 2008. Metal contamination in the lichen *Alectoria sarmentosa* near the copper smelter of Murdochville, Quebec. *Environment and Pollution*. 156-76.

Backor M., Kovacik J., Povar J., Pisani T. & Loppi S. 2010. Physiological aspects of cadmium and nickel toxicity in the lichens *Peltigera rufescens* and *Cladina arbuscula* subsp. mitis. *Water Air and Soil Pollution*. 207, 253-262.

Bajpai R., Upreti D.K. & Mishra S.K. 2004. Pollution monitoring with the help of lichen transplant technique at some residential sites of Lucknow. *Journal of Environmental Biology*. 25(2), 191-195.

Bajpai R., Upreti D.K. & Dwivedi S.K. 2010. Passive monitoring of atmospheric heavy metals in a historical city of central India by *Lepraria lobificans* Nyl. *Environmnetal Monitoring Assessment*. 166, 477-484.

Balabanova B., Stafilov T., Šajn R. & Baèeva K. 2012. Characterisation of Heavy Metals in lichen species *Hypogymnia physodes* and *Evernia prunastri* due to Biomonitoring of Air Pollution in the Vicinity of Copper Mine. *International Journal of Environnement*. 6(3), 779-794.

Bargagli R. 1998. Trace Elements in Terrestrial Plants, an Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery. *Springer*. Berlin. 324p.

Basile A., Sorbo S., Aprile G., Conte B. & Cobianchi R.C. 2008. Comparison of the heavy metal bioaccumulation capacity of an epiphytic moss and epiphytic lichen. *Environmental Pollution*. 151, 401-407.

Benabid A. & Aafi A. 1989. Etudes phytoécologiques et phytodynamiques des forêts de Bou Iblane en vue de leur aménagement. *Rapport du travail du Maroc Développement Rabat*. 60p.

Bengueddour M. & Jdira E. 2013. Optimiser la production de biens et services par les écosystèmes boisés méditerranéens dans un contexte de changements globaux. Présentation du

site pilote Mâamora, *Atelier pour définir et adopter une méthodologie commune pour les analyses de vulnérabilité des sites pilotes du projet FFEM Composante 1, à Solsona en Espagne.*

Bergamaschi L., Rizzio E., Giaveri G., Loppi S. & Gallorini M. 2007. Comparison between the accumulation capacity of four lichen species transplanted to urban site. *Environmental Pollution*. 148, 468-476.

Berlizov A.N., Blum O.B., Filby R.H., Malyuk I.A. & Tryshyn V.V. 2007. Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions. *Science of the Total Environment*. 372, 693-706.

Bilová I., Goga M. & Bačkor M. 2019. Physiological responses of *Xanthoria parietina* to longterm copper excess: role of the extracellular secondary metabolite parietin. *Botanica serbica*. 43 (2), 133-142.

Birmili W., Allen A. G., Bary F. & Harrison R.M. 2006. Trace metal concentrations and water solubility in size-fractionated atmospheric particles and influence of road traffic. *Environment and Scientific and Technical Journal*. 40, 1144-1153.

Blasco M., Domeno C. & Nerin C. 2008. Lichens biomonitoring as feasible methodology to assess air pollution in natural ecosystems: combined study of quantitative PAHs analyses and lichen biodiversity in the Pyrenees Mountains. *Anales and Bioanales of Chemistry*. 391, 759-771.

Blasco M., Domeno C., Lopez P. & Nerin C. 2011. Behaviour of different lichen species as biomonitors of airpollution by PAHs in natural ecosystems. *Journal of Environmental Monitoring*. 13, 2588-2596.

Bliefert C. & Perraud R. 2008. Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets. De Boeck Supérieur. *Collection Ecologie-Environnement*. 496p.

Borylo W., Romańczyk G. & Skwarzec B. 2016. Lichens and mosses as polonium and uranium biomonitors on Sobieszewo Island. *Journal of Radioanalytical and nuclear Chemistry*. 311(1), 859-869.

Boudreault C. 2001. Facteurs-clés pour le maintien de la diversité des lichens épiphytes. *Le Naturaliste canadien*. 125, 175-179.

Bouly De Lesdain M. 1905. Notes lichénologiques. Société Botanique de France. *Bulletin de la société botanique française*. 241-244.

Bouly de Lesdain M. 1921. Notes lichénologiques XVIII. *Bulletin de la société botanique française*. 68, 490-495.

Bouly de Lesdain M. 1924. Lichens du Maroc recueillis par M. Mouret en 1912. *Mémoire de la Société des sciences naturelles du Maroc*. 8(2), 290-229.

Bozkurt Z. 2017. Determination of airborne trace elements in an urban area using lichens as biomonitors. *Environmental Monitoring and Assessment*. Kluwer Academic Publishers. Olanda. 189 (11), 573.

Branquinho C., Catarino F., Brown D.H., Pereira M.J. & Soares A. 2008. Improving the use of lichens as biomonitors of atmospheric pollution. *Science of Total Environment*. 232 (1-2), 67-77.

Breulmann G., Markert B., Weckert V., Herpin U., Yoneda R. & Ogino K. 2002. Heavy metals in emergent trees and pioneers from tropical forest with special reference to forest fires and local pollution sources in Sarawak, Malaysia. *The Science of the Total Environment*. 285, 107-115.

Bricaud O. 2006. Aperçu de la végétation lichénique du site de Saint Daumas (Var). *Association française de lichénologie*. 49p.

Calvelo S. & Liberatore S. 2004. Applicability of in situ or transplanted lichens for assessment of atmospheric pollution in Patagonia, Argentina. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 49, 199-210.

Calvelo S., Baccalá N. & Liberatore S. 2009. Lichens as bioindicators of air quality in distant areas in Patagonia (Argentina). *Environmental Bioindication*. 4, 123-135.

Cansaran-Duman D., Atakol O. & Aras S. 2011. Assessment of air pollution genotoxicity by RAPD in *Evernia prunastri* (L.) Ach from around iron steel factory in Karabuk, Turkey. *Journal of Environmental Science*. 23(7), 1171-1178.

Carreras H.A. & Pignata M.L. 2007. Effects of the heavy metals Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+} on some physiological parameters of the lichen *Usnea amblyoclada*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 67, 59-66.

Cercasov V., Pantelica A., Salagean M., Caniglia G. & Scarlat A. 2002. Comparative study of the suitability of three lichen species to trace element air monitoring. *Environnemental Pollution*. 119, 129-139.

Chang K.T. 2006. Introduction to Geographic Information Systems. *Third edition*. McGraw-Hill Higher Education, Toronto.

Chaparro M.A.E., Charpentier J.L. & Collin R. 2002. Embryonic structure and function of two sibling species of *Crepidula* with different modes of development. *Bulletin of Biology*. 203, 80-86.

Charpina J-C., Paironb I., Annesi-Maesano D., Caillaud F., De Blaye G., Dixsauff B., Housset G., Meurice I., Roussel D., Zmirouj P., Delaval K., Dalphin I. 2016. Outdoor pollution and its effects on lung health. Expert document from the groupe pathologies pulmonaires professionnelles environnementales et iatrogéniques (PAPPEI) of the Société de pneumologie de langue française. *Revue des maladies respiratoires*. 33(6), 484-508.

Chiarenzelli J., Aspler L., Dunn C., Cousens B., Ozarko D. & Powis K. 2001. Multi-element and rare earth element composition of lichens, mosses, and vascular plants from the Central. Barrenlands, Nunavut, Canada. *Applications of Geochemistry*. 16(2), 245-270.

Clerc P. & Herrera-Campos M. 1997. Saxicolous species of *Usnea* subgenus *Usnea* (Lichenized Ascomycetes) in North America. *Bryologist*. 100, 281-301.

Colbeck I. 2008. *Environmental chemistry of aerosols*. Wiley-Blackwell Edition. 282p.

Colin MTD. 2009. Les Conventions internationales sur l'environnement : Etat des ratifications et des engagements des pays développés et les pays en développement. *L'Information géographique*. (73), 84- 99.

Conner T.L., Norris G.A., Landis M.S. & Williams R.W. 2001. Individual particle analysis of indoor, outdoor, and community samples from the 1998 Baltimore particulate matter study. *Atmospheric Environment*. 35, 3935-3946.

Conti M.E. & Cecchetti G. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment. *Environnemental Pollution*. 114(3), 47-92.

Conti M.E., Tudino M., Stripeikis J. & Cecchetti G. 2004. Heavy metal accumulation in the lichen *Evernia prunastri* transplanted at urban, rural and industrial sites in central Italy. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 49, 83-94.

Conti M.E., Iacobucci M & Cecchetti G. 2007. A biomonitoring study: trace metals in seagrass, algae and molluscs in a marine reference ecosystem (southern Tyrrhenian Sea). *International Journal of Environment and Pollution*. 29 (1-3), 308-332.

Conti M.E. & Mecozzi M. 2008. Multivariate statistical methods applied to biomonitoring studies. *International Journal of Environment and Pollution*. 29, 333-343.

Conti M.E., Pino A., Botre F., Bocca B. & Alimonti A. 2009. Lichen *Usnea barbata* as biomonitor of airborne elements deposition in the Province of Tierra del Fuego (southern Patagonia, Argentina). *Ecotoxicological Environmental Safety*. 72, 1082-1089.

Craig L., Brook J.R., Chiotti Q., Croes B., Gower S., Hedley A., Krewski D., Krupnick A., Krzyzanowski M., Moran M.D., Pennell W., Samet J.M., Schneider J., Shortreed J. & Williams M. 2008. Air pollution and public health: a guidance document for risk managers. *Journal of Toxicological Environment and Health part A*. 71(9-10), 588-698.

Crespo A., Manrique E., Barreno E. & Serin  , E. 1977. Valoraci  n de la contaminaci  n atmosf  rica del área urbana de Madrid mediante bioindicadores (Liquenes epifitos). *Anales Botanicos*. 34(1), 71-94.

Cressie NA. 1993. Statistics for Spatial Data (revised edition). *John Wiley & Sons*. New York. 887p.

Croitoru L. & Sarraf M. 2017. Le Co  t de La dégradation de L'environnement au Maroc. Environment and natural resources global Practice discussion. *World Bank group report number 105633-ma.1-123*.

Cuny D., Van Haluwyn C. & Pesch R. 2002. Biomonitoring of trace elements in air and soil compartments along the major motorway in France. *Water Air Soil Pollution*. 125, 273-289

Cuny D, Rzepka MA & Van Haluwyn C. 2008. Introduction    la bio-surveillance végétale et fongique de la qualité de l'air, concept et intérêt. *Spectra Analyse*. 264, 31-35.

Cuny D. 2009. Evolution spatiale et temporelle des concentrations en éléments traces métalliques de thalles de *Xanthoria parietina* récoltés sur la zone industrialo-portuaire de Dunkerque. *Air pur*. 77, 43-49.

Cuny D. 2012. La bio-surveillance végétale et fongique de la pollution atmosphérique : concepts et applications. *Annales Pharmaceutiques Françaises*. 70, 182-187.

Cuny D., Quarre S. & Devred I. 2012. Évolution spatiale et temporelle des concentrations en Éléments Traces Métalliques de thalles de *Xanthoria parietina* récoltés sur la zone industrialo-portuaire de Dunkerque. *Air Pur*. 77, 43-49.

Dahmani J. 2006. Etude de la régénération naturelle et artificielle du Chêne-liège (*Quercus suber* L.) dans les forêts de la Maâmora et de Témara. *Thèse de Doctorat. Université. Ibn Tofaïl*. Faculté des. Sciences de kénitra, Maroc. 138p.

Daillant O., Beltramo J.L. & Tillier C. 2003. Lichens as Bio-monitors of Trace elements in Central and Eastern France. *Journal de la Physique*. France. 107, 349-352.

Dale V.H. & Beyeler S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators journal*. 1, 3-10.

Das P., Joshi S., Rout J & Upreti D.K. 2013. Lichen diversity for environmental stress study: Application of index of atmospheric purity (IAP) and mapping around a paper mill in Barak Valley, Assam, northeast India. *Tropical Ecology*. 54, 355-364.

De Sloover J. 1964. Végétaux épiphytes et pollution de l'air. *Revue des questions scientifiques*. 25, 531-561.

De Sloover J. & LeBlanc F. 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany*. 4(81), 185-186.

De Temmerman L., Bell J.N.B., Garrec J.P., Klumpp A., Krause G.H.M. & Tonneijck A.E.G. 2004. Biomonitoring of air pollutants with plants. *Considerations for the future*. 337-373.

Delzenne -Van Haluwyn C. 1973. Contribution à l'étude de la distribution des lichens épiphytes dans le Nord de la France : application au problème de la pollution atmosphérique. *Thèse de Doctorat Faculté de Pharmacie*. Lille. 162p.

Denys S. & Gombert D. 2009. Evaluation d'une contamination par les PCBs et les PCDD/Fs et recherche des responsabilités associées – INERIS. *Rapport Technique*. 42p.

Deruelle S. & García Schaeffer F. 1983. Les lichens bioindicateurs de la pollution atmosphérique dans la région parisienne. *Cryptogamie, Bryologie, Lichénologie*. 4, 47-64.

Di Lella L.A., Frati L., Loppi S., Protano G. & Riccobono F. 2004. Environmental distribution of uranium and other trace elements at selected Kosovo sites. *Chemosphere*. 56(9), 861-865.

Diaf N., Bouchaour M., Merad L. & Benyoucef B. 2013. Paramètres Influençant la Dispersion des Polluants Gazeux. *Revue de l'Energie Renouvelable*. 139-142.

Doerffel K. 1994. Assuring Trueness of analytical results on Fresenius. *Journal of Analytical Chemistry*. 341, 83-187

Dron J., Austruy A., Agnan Y., Ratie A. & Chamaret P. 2016. Utilisation de la bio-surveillance lichénique sur la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer : retour sur trois ans de suivi à l'échelle d'un territoire intercommunal. *Pollution atmosphérique*. 228, 1-17.

Dzubaj A., Backor M., Tomko J., Peli E. & Tuba Z. 2008. Tolerance of the lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th.Fr. to metal stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 70, 319-326.

Easton R.M. 1994. Lichens and rocks. *Geosciences of Canada*. 21p.

Eaton S. & Ellis C.J. 2012. Local experimental growth rates respond to macroclimate for the lichen epiphyte *Lobaria pulmonaria*. *Plant Ecology*. 5(3), 365-372.

Ebert M., Dahmen J., Hoffmann P. & Ortner H.M. 1997. Examination of clean room aerosol composition by total reflection X-ray analysis and electron probe microanalysis. *Spectrochemical Acta*. 52, 967-975.

Egea José M. 1996. Catalogue of lichenized and lichenicolous fungi of Morocco. *Bocconea*. 6, 19-14.

Ekmekyapar F., Aslan A., Bayhan Y.K. & Cakici A. 2006. Biosorption of copper (II) by non-living lichen biomass of *Cladonia rangiformis*. *Journal of Hazardous Materials*. 137, 293-298.

Elabidi A. 2009. Implications écologiques, toxicologiques et sanitaires de la présence de plomb, cadmium, zinc dans l'environnement de la région de Rabat - Salé - Zemmour - Zair. *Thèse de Doctorat de la faculté des Sciences de Rabat*. 220p

El Kouadri L., Benamar M.E.A. & Benkhalifa A. 2019. Evaluation by X-ray fluorescence (XRF) of major and trace elements accumulated in *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. (1860) indicating levels of pollution in Blida area (Algeria). *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*. 5(4), 1155-1176.

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A. & Tahiri H. 2015a. Biomonitoring of air pollutants by using lichens *Evernia prunastri* in areas between Kenitra and Mohammedia cities in Morocco. *Lazaroa*. 36, 21-30.

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A., Tahiri H. & El Alaoui-Faris F.Z. 2015b. *Xanthoria parietina* as a biomonitor of airborne heavy metal pollution in forest sites in the North East of Morocco. *Lazaroa*. 36, 31-41.

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A., Tahiri H. & El Alaoui-Faris F.Z. 2016. Contribution to the epiphytic lichens inventory in the township A of Maâmora forest. *International Journal of Advanced Research in Engineering and Management*. 2(3), 53-57.

El Rhzaoui G., Pradeep K.D., Crespo A., Tahiri H., El Alaoui-Faris F.Z. & Khellouki R. 2020. Spatial mapping of heavy Metals using lichen bioaccumulation capacity to assess Air contamination in Morocco. *Cryptogam Biodiversity and Assessment*. 4(1), 19-24.

Engstrom G.W., McDorman D.J. & Maroney M.J. 1980. Iron chelating capability of physcion, a yellow pigment from *Aspergillus ruber*. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 28, 1139-1141.

Fadel D., Djamaï R. & Laïfa A. 2009. Estimation de la pollution atmosphérique hydrocarbonée issue de la circulation automobile dans la ville de Skikda (Algérie) à l'aide de transplants lichéniques. *Actes du colloque Environnement et Transports dans des contextes différents, Ghardaïa, Algérie.* 46-52.

Falla J., Laval-Gilly P., Henryon M., Morlot D. & Ferard J.F. 2000. Biological air quality monitoring. *Environnemental Monitoring and Assessment.* 64, 627-644.

Faurel L., Ozenda P. & Schotter G. 1951. Matériaux pour la flore lichénologique d'Algérie et de Tunisie : *Peltigeraceae, Pertusariaceae, Caliciaceae* et *Cypheliaceae*. *Bulletin de la Société de l'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord.* 42, 62-110.

Faurel L., P. Ozenda & Schotter G. 1952. Notes lichénologiques nord africaines. II. Quelques lichens inédits pour l'Algérie. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord.* 2, 310-317.

Faurel L., Ozenda P. & Schotter G. 1953. Matériaux pour la flore lichénologique d'Algérie et de Tunisie II. (*Graphidaceae*). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord.* 44, 12-50.

Faurel L., Ozenda P. & Schotter G. 1954. Matériaux pour la flore lichénologique d'Algérie et de Tunisie III. (*Arthoniaceae, Dirinaceae, Roccellaceae*). *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de l'Afrique du Nord.* 45, 275-298.

Fernandez-Salegui A. B., Terron Alfonso A., Fos S & Barreno. E. 2002. Sintomas de danos por contaminantes atmosfericos en *Parmelia sulcata* Tayl. en la zona de la Robla (Leon). *Lazaroa.* 23, 7-16.

Figueiredo A.M.G., Nogueira C.A., Saiki M., Milian F.M. & Domingos M. 2007. Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. *Environnemental Pollution.* 145, 279-292.

Finlayson-Pitts B. J. & Pitts J. N. 2000. Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments and applications. *Academic Press, Orlando, Florida (USA).* 994p.

Folkesson L. 1979. Interspecies calibration of heavy-metal concentrations in nine mosses and lichens: applicability to deposition measurements. *Water, Air and Soil Pollution.* 11, 253-260.

Fos S. & Clerc P. 2000. The lichen genus *Usnea* on *Quercus suber* in Iberian corkoak forests. *Lichenologist.* 32, 67-88.

Fowler D., Amann M., Anderson R., Ashmore M., Cox P., Depledge M., Derwent D., Grennfelt P., Hewitt N., Hov O., Jenkin M., Kelly F., Liss P., Pilling M., Pyle J. & Slingo J. 2008. Ground-level Ozone in the 21st Century: Future Trends, Impacts and Policy Implications. *The Royal Society and Policy Documents.* 132p.

Frank M.H., Edwards M.B., Shultz E.R., McKain M.R., Fei Z. & Sorensen L. 2015. Dissecting the molecular signatures of apical cell types Shoot meristems from two ancient land plant lineages. *New phytologist.* 207, 893-904.

Franklin, L., 2005. Characterization and Optimization of a TSI Model 8160 Automated Filter for Nanoparticle Filtration Studies. MS Plan B Paper, Mechanical Engineering, University of Minnesota, Minneapolis. *Technology*.39, 782-789

Fritz Ö. & Heilmann-Clausen J. 2010. Rot holes create key microhabitats for epiphytic lichens & bryophytes on beech (*Fagus sylvatica*). *Biological Conservation Journal*. 143, 1008-1016.

Fruhstorfer P. & Niessner R. 1994. Identification and classification of airborne soot particles using an automated SEM/EDX. *Mikrochimica Acta*. 113, 239-250.

Foray J-P. 1993. Législation et réglementation nationales, européennes et internationales. *Pollution atmosphérique*. 140, 47-50.

Fuga A., Saiki M., Marcelli MP. & Saldiva PHN. 2008. Atmospheric pollutants monitoring by analysis of epiphytic lichens. *Environmental Pollution*. 151, 334-340.

Galhardi J.A., García-Tenorio R., Díaz Francés I., Bonotto D.M. & Marcelli M.P. 2017. Natural radionuclides in lichens, mosses and ferns in a thermal power plant and in an adjacent coal mine area in southern Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*. 167, 43-53.

Gao Y., Nelson E.D., Field M.P., Ding Q., Li H., Sherrell R.M., Gigliotti C.L., Van D.A., Glenn T.R. & Eisenreich S.J. 2002. Characterization of atmospheric trace elements on PM 2.5 particulate matter over the York–New Jersey harbor estuary. *Atmospheric Environment*. 36, 1077-1086.

Garrec J.P. & Van Haluwyn C. 2002. Bio-surveillance végétale de la qualité de l'air. *Editions Tec & Doc, Paris*. 117p.

Garty J., Galun M. & Kessel M. 1977. Localization of Heavy Metals and Other Elements Accumulated in the Lichen Thallus. *New Phytologist*. 82, 159-168.

Garty J. & Delarea J. 1991. Localization of iron and other elements in the lichen *Nephroma arcticum* (L.) Torss. *Environmental and Experimental Botany*. 31, 36-375.

Garty J. 2001. Biomonitoring atmospheric heavy metal with lichens: theory and application. *Critical in Reviews Plant Sciences*. 20, 309-371.

Garty J., Tomer S., Levin T. & Lehr H. 2003. Lichens as biomonitors around a coal-fired power station in Israel. *Environmental Research*. 91, 186-198

Gaudry A., Senhou A., Chouak A., Cherkaoui R., Moutia Z., Lferde M., El Yahyaoui A., El Khoukhi T., Bounakhla M., Embarch K., Ayrault S. & Moskura M. 2003. Biomonitoring of the atmospheric pollution by heavy metals in Morocco. *Journal of Physics*. 107, 533-536.

Gauslaa Y. 1995. The Lobarion an epiphytic community of ancient forests threatened by acid rain. *The Lichenologist*. 27, 59-76.

Gavériaux, J.P. 2010. Lexique des principaux termes de lichénologie. *Le bulletin d'information de l'Association Française de Lichénologie*.1-16.

Gheri V., Rosso A., Moukhtar S., Léger K., Sciare J., Bressi M., Nicolas J., Feron A. & Bonnaire N. 2012. Origine Des Particules Fines (PM2.5). *Pollution Atmosphérique*. 189, 188-198.

Gibson M.D., Heal M.R., Li Z., Kuchta J., King G.H., Hayes A. & Lambert S. 2013. The spatial and seasonal variation of nitrogen dioxide and sulfur dioxide in Cape Breton Highlands National Park, Canada, and the association with lichen abundance. *Atmospheric Environment*. 64, 303-311.

Gilbert O.L. 1965. Lichens as indicators of atmospheric pollution in the Tyne Valley. *Ecology and the industrial Society*. Edition Goodman, Oxford. 35-47.

Gilbert O.L. 1976. An alkaline dust effect on epiphytic lichens. *Lichenologist*. 8, 173-178.

Giordani P. 2007. Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy. *Environmental Pollution*. 146, 317-323.

Giordano S., Sorbo S., Adamo P., Basile A., Spagnuolo V. & Cobianchi R.C. 2004. Biodiversity and trace element content of epiphytic bryophytes in urban and extraurban sites of southern Italy. *Plant Ecology*. 170, 1-14.

Giraudeau P. 2009. Mesure des teneurs environnementales en polychlorodibenzodioxines et en polychlorodibenzofuranes en utilisant les lichens comme matériel de dosage - Brevet N°0103485 (France, INPI). 11p.

Godish T., Davis W.T. & Fu J.S. 2015. Air Quality. 5th edition. CRC Press. USA. 487p.

Gombert S., Asta J. & Seaward M.R.D. 2004. Assessment of lichen diversity by index of atmospheric purity (IAP), index of human impact (IHI) and other environmental factors in an urban area (Grenoble, southeast France). *Science of the Total Environment*. 324, 183-199.

Goujon M. 2004. Lichens et bio-surveillance de la qualité de l'air. *Publication de l'Agence régionale de l'environnement de Haute-Normandie : connaître pour agir*. 4p.

Grange D., Host S. & Gremy I. 2007. Les composés organiques volatils (COV). État des lieux : définition, sources d'émissions, exposition, effets sur la santé. *Observatoire Régional de la Santé d'Ile-de-France, Paris*.

Gratani L., Crescente M.F. & Varone L. 2008. Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. *Atmospheric Environment*. 42, 8273-8277.

Gries C. 1996. Lichens as indicators of air pollution. *Lichen Biology*. 240-254.

Guidotti M., Stella D. & Owczarek M. 2003. Lichens as polycyclic aromatic hydrocarbon bioaccumulators used in atmospheric pollution studies. *Journal of Chromatography*. 985, 185-190.

Haapala A. 1998. Seasonal dynamics of detritus and associated macro invertebrates in a channelized boreal stream. *Archives of Hydrobiology*. 142, 171-189.

Harrison S.P., Kutzbach J.E., Liu Z., Bartlein P.J., Otto Bliesner B., Muhs D., Prentice I.C. & Thompson R. 2003. Mid Holocene climates of the Americas. A dynamical response to changed seasonality. *Climate Dynamic*. 20, 663-688.

Hauck M. 2008. Susceptibility to acidic precipitation contributes to the decline of the terricolous lichens *Cetraria aculeata* and *Cetraria islandica* in central Europe. *Environmental Pollution*. 152, 731-735.

Hauck M., Boening J. Jacob M., Dittrich S., Feussner I. & Leuschner C. 2013. Lichen substance concentrations in the lichen *Hypogymnia physodes* are correlated with heavy metal concentrations in the substratum. *Environment Experimental Botany*. 85, 58-63.

Hawksworth D.L. & Rose L. 1970. Qualitative scale of estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. *Nature*. 227, 145-148.

Hengl T. 2007. A Practical Guide to Geostatistical Mapping of Environmental Variables. Office for Official Publication of the European Communities, Luxembourg. 143p.

Herzig C.H. & Kohler U. 1987. Relation to deposition patterns in eastern Canada. *Water, Air and Soil Pollution*. 30 (1-2), 161-169.

Injuk J., Osán J., Van Grieken R. & Tsuji K. 2002. Airborne particles in the Miyagi museum of art in Sendai, Japan, studied by electron probe X-ray microanalysis and energy-dispersive X-ray fluorescence analysis. *Annals of Science*. 18, 561-566.

Jaffe L.S. 1975. The global balance of carbon monoxide, in the changing global environment. *Hingham*. 83-110.

Jahns H.M. 2007. Guide Des Fougères, Mousses et Lichens d'Europe. *Delachaux et Niestlé SA. Edition Paris*. 655p.

Jalkanen K.J., Nieminen R.M., Friemand K., Bohr J., Bohr H.G., Wade R.C. Tajkhorshid E. & Suhai S. 2000. Vibrational absorption and vibrational circular dichroism and magnetic susceptibilities. *Chemistry and Physics*. 125-265.

Jambers W., Dekov V. & Van Grieken R. 2000. Single particle and inorganic characterization of rainwater collected above the North Sea. *Science of Total Environment*. 256, 133-150.

Jeran Z., Jacimovic R., Batic F. & Mavsar R. 2002. Lichens as integrating air pollution monitors. *Environmental Pollution*. 120, 107-113.

Jerrett M., Burnett R.T., Willis A., Krewski D., Goldberg M.S., DeLuca P. & Finkelstein N. 2001. Spatial analysis of the air pollution mortality relationship in the context of ecologic confounders. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 66, 1735-1777.

Jona R.B., Stoner D.L., Ducklow H.W. & Tuttle J.H. 2019. Dual-label radioisotope method for simultaneously measuring bacterial production and metabolism in natural waters. *Application of. Environment Microbiology*. 54,791-798.

Kampa M. & Castanas E. 2008. Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*. 151, 362-367.

Karakoti N., Bajpai R., Upreti D.K., Mishra G.K., Srivastava A. & Nayaka S. 2014. Effect of metal content on chlorophyll fluorescence and chlorophyll degradation in lichen *Pyxine coccinea*. A case study from Uttar Pradesh. *India. Environmental of Earth Science*. 71, 2177-2183.

Khedim R., Maatoug M., Benhassaini H. & Ait Hammou M. 2018. Macrolichens new to Algeria and other interesting species from theniet-el-had national Park. *Herzogia*. 31(1), 252-267.

Klos A., Rajfur M. & Wacławek M. 2005. Ion exchange kinetics in lichen environment. *Ecological Chemistry and Engineering*. 1353-1365.

Kricke R., Loppi S. 2002. Bioindication. The I.A.P. Approach. Monitoring with lichens monitoring lichens. *Chapter Part of the NATO Science Series book series*. 7, 21-37.

Krommer V., Zechmeister H.G., Roder I., Scharf S. & Hanus-İllnar A. 2007. Monitoring atmospheric pollutants in the biosphere reserve Wienerwald by a combined approach of biomonitoring methods and technical measurements. *Chemosphere*. 67, 1956-1966.

Kumari A. 2019. Heavy Metals Accumulation and Physiological Changes in the Lichens Growing in the Vicinity of Coal-Based Thermal Power of Kanti (Muzaffarpur), Bihar, India. *International Journal of Plant and Environment*. 207-249.

Laaribiya S., Alaoui Asma., Gmira N & Gmira N. 2013. Contribution à l'évaluation de la pression pastorale dans la forêt de la Maâmora. Parcours forestiers et surpâturage. *Nature et technologie*.38-49.

Laraqui C.H., Caubet A., Laraqui O., Rahhali A., Curtes J.P. & Verger C. 2000. Etude des risques professionnels chez les poteries au Maroc. Cahier d'études et de recherche Francophones/santé. 10(4), 249-54.

Ledoux L., Laversin H., Courcot D., Courcot L., Zhilinskaya E.A., Puskaric E. & Abouhaïs A. 2006. Characterization of iron and manganese species in atmospheric aerosols from anthropogenic sources. *Atmospheric Research*. 82, 622-632.

Lee C.S., Xian-Dong L., Gan Z., Jun L., Ai-Jun D., Tao Wang L. 2007. Heavy metal and Pb isotopic composition of aerosols in urban and suburban areas of Honk Kong and Guangzhou, South China-Evidence of the long Range transport of air contaminants. *Atmospheric Environment*. 41, 432-447.

Lee K., Do Hur S., Hou S., Hong S., Qin X., Ren J., Liu Y., Rosman K.J.R., Barbante C. & Boutron C.F. 2008. Atmospheric pollution for trace elements in the remote high-altitude atmosphere in central Asia as record in snow from Mt. Qomolangma (Everest) of the Himalayas. *Science of the Total Environment*. 404, 171-181.

LeGalley E., Widom E., Krekeler M.P.S. & Kuentz D.C. 2013. Chemical and lead isotope constraints on sources of metal pollution in street sediment and lichens in southwest Ohio. *Application of Geochemistry*. 32, 195-203.

Lin C.C., Chen S.J., Huang K.L., Hwang W.I., Chang-Chien G.P. & Lin W.Y. 2005. Characteristic of metals in nano/ultrafine/fine/coarse particles collected beside a heavily trafficked road. *Environment and Science Technology*. 37p.

Loppi S., Chiti F., Corsini A. & Bernardi A. 1992. Preliminary data on the integrated use of lichens as indicators and monitors of atmospheric pollutants in central Italy. *Giornale Botanico Italiano*. 126-136.

Loppi S. 1995. Lichens as bioindicators of geothermal air pollution in central Italy. *Bryologist*. 99, 41-48.

Loppi S. & Pirintsos S.A. 2003. Lichens as biomonitors of uranium in the Balkan area. *Environmental Pollution*. 125(2), 277-80.

Loppi S., Frati L., Paoli L., Bigagli V., Rossetti C., Bruscoli C. & Corsini A. 2004. Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the Total Environment*. 326(1-3), 113-122.

Loppi S. & Frati L. 2006. Influence of tree substrate on the diversity of epiphytic lichens: comparison between *Tilia platyphyllos* and *Quercus ilex* (Central Italy). *The Bryologist*. 107, 340-344.

Llopi E., Pinho P. & Matos P.I. 2012. The use of lichen functional groups as indicators of air quality in a Mediterranean urban environment. *Ecological Indicators*. 1(1), 215-221.

Lounamaa K.J. 1956. Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland. A semi-quantitative spectrographic survey. *Annales Zoologici Botanici Fennici*. Vanamo. 29, 100-196.

Lounamaa K.J. 1966. Studies on the content of iron, manganese and zinc in macrolichens. *Annales Botanici Fennici*. 2, 127-137.

Maatoug M., Benchaaben H., Dellal A. & Ayad N. 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*. 196, 385-394.

Maheu J. & Guillet A. 1924. Contribution à l'étude des Lichens du Maroc. *Bulletin de la société des Sciences naturelles du Maroc*. 8(2), 279-289.

Maheu J. 1928. Contribution à la lichénographie du Rif (Maroc). *Cavanillesia*. 1, 54-59.

Matyssek R., Karnosky D.F., Wieser G., Percy K., Oksanen E., Grams T.E.E., Kubiske M., Hanke D. & Pretzsch H. 2010. Advances in understanding ozone impact on forest trees: Messages from novel phytotron and free-air fumigation studies. *Environmental Pollution*. 158, 1990-2006.

Mayer A.L., Vihermaa L., Nieminen N., Luomi A. & Posch M. 2009. Epiphytic macrolichen community correlates with modeled air pollutants and forest conditions. *Ecology*. 9, 992-1000.

McCarthy D.P., Craig B. & Brand U. 2009. Lichen monitoring of urban air quality, Hamilton, Ontario – In: Lange, A.H. (Ed.). Air Quality and Ecological. Impacts: Relating Sources to Effect. *Development and Environmental Science*. (9), 247-267.

McCune B. 2000. Lichens communities as indicators of forest Health. *The Bryologist*. 103, 353-356.

McCune B. & Geiser L. 2009. Macrolichens of the Pacific Northwest. Oregon University Press, Corvallis. Oregon. 448p

Merabti K., Rebbas K., Beddiar A., Ait Hammou M. & Boutabia L. 2018. L'inventaire des lichens de la région Est d'Alger et leurs utilisations comme bio-indicateurs de la pollution atmosphérique. *Revue Ecologie-Environnement*. (14), 32-43.

Monaci F., Lanciotti E., Grechi D. & Bargagli R. 2000. Biomonitoring of airborne metals in urban environments: new tracers of vehicle emission, in place of lead Environmental. *Pollution*. 107, 321-327.

Monna F., Bouchaou L., Rambeau C., Losno R., Bruquier O., Donqarrà G., Black S. & Château C. 2012. Lichens used as monitors of atmospheric pollution around Agadir (Southwestern Morocco). A case study predating lead gasoline. *Water Air and soil Pollution*. 223, 1263-1276.

Moutia Z. 2004. Contribution à l'étude de la pollution de l'air par les métaux lourds dosés dans les lichens et les écorces d'Eucalyptus associée à la méthode K0 et par ICP-MS (Application de l'analyse factorielle en composantes principales. *Thèse de Doctorat en physique de la Faculté des Sciences de Rabat*.172p.

Muller Argoviensis J. 1879. Lichenologische Beitrage. *Flora*. 62, 161-169.

Muller Argoviensis J. 1883. Lichenologische Beitrage. *Flora*. 66, 45-48.

Nash T.H. 2010. Lichen sensitivity to air pollution. In: Nash TH Lichen Biology, second edition. *Cambridge University Press*. Cambridge. 104-133

Natividade J.V. 1956. Subériculture. *Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts*. Nancy, France. 303p.

Nattah I., Ouazzani Touhami A., Benkirane R. & Douira D. 2013. Étude de quelques lichens rencontrés dans la réserve de Sidi Boughaba, dont une espèce nouvelle pour la flore lichénique du Maroc : *Pyrenula macrospora*. *Journal of Animal and Plant Sciences*. 18(3), 2802-2817.

Nejjari C., Mechakra-Tahiri S. & Tessier J. F. 2000. La pollution atmosphérique : qu'en est-il au Maroc ? *Pollution Atmosphérique*. 165, 91-96.

Nejjari C., Filleul L., Zidouni N., Laid Y., Atek M., El Meziane A. & Tessier J.F. 2003. La pollution atmosphérique un nouveau risque respiratoire pour les villes du sud. *International Journal of Tuberculosis and Lung Diseases*. 7(3), 223-23.

Newton D.E. 2010. Chemical elements. *Cengage Gale*. 688p.

Nieboer E., Richardson D.H.S. & Tomassini F.D. 1978. Mineral uptake and release by lichens-overview. *Bryologist*. 81, 226-246.

Nimis P.L., Scheidegger C. & Wolseley P.A. 2002. Monitoring with Lichens Monitoring Lichens. NATO Science Series. IV. *Earth and Environmental Sciences*. Kluwer Academic Publication Dordrecht. 408p.

Nurmatov U.B., Tagiyeva N., Semple S., Devereux G. & Sheikh A. 2015. Volatile organic compounds and risk of asthma and allergy: a systematic review. *European Respiratory Review*. 24, 92-101.

Nyarkoa B., Adoteyc E.H. & Akaho K. 2006. Biomonitoring of atmospheric trace element deposition around an industrial town in Ghana. *Radiation Physics and Chemistry*.75 (9),954-958.

Nylander W. 1866. Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bulletin de la Société botanique de France*. 13, 364-372.

Occelli F. 2016. Systèmes d'Information Géographique et Lien Environnement – Santé SIGLES Contribution au développement d'outils cartographiques d'aide à la décision face aux risques sanitaires liés à l'environnement. *Thèse de doctorat de l'Ecole doctorale Biologie Santé – Lille Nord de France*. 268p.

Omaye T. 2002. Metabolic modulation of carbon monoxide toxicity. *Toxicology*.180, (2),139-150

Osán J., Kurunczi S., Török S., Worobiec A. & Van Grieken R. 2002. Application of thin-window EPMA to environmental problems in Hungary. *Mikrochimica Acta*. 139, 111- 117.

Osyczka P. & Rola K. 2013. Response of the lichen *Cladonia* to strong heavy metal contamination of the substrate. *Environnemental Science of Pollution Research*. 20, 5076-5084.

Ozenda P. & Clauzade G. 1970. *Etude biologique et flore illustrée*. Edition masson. 694p.

Paciência I., Madureira J., Rufo J., Moreira A. & Oliveira Fernandes E. 2016. A systematic review of evidence and implications of spatial and seasonal variations of volatile organic compounds (VOC) in indoor human environments. *Journal of Toxicology and Environment and Health*. 19, 47-64.

Pacyna J. M. 1986. Atmospheric trace elements from natural and anthropogenic sources. Toxic metals in the atmosphere. *John Wiley and Sons*. New York. 33-52.

Pacyna J. M. & Pacyna E.G. 2001. An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environnemental Reviews*. 9, 269-298.

Paoli L., Pisani T., Guttova A., Sardella G. & Loppi S. 2011. Physiological and chemical response of lichens transplanted in and around an industrial area of south Italy: relationship with the lichen diversity. *Ecotoxicological Environmental Safety*. 74, 650-657.

Paoli L., Guttová A., Grassi A., Lackovičová A; Senkoc D., Sardellad G. & Loppi S. 2014. Biological effects of airborne pollutants released during cement production assessed with lichens (SW Slovakia). *Ecological Indicators*. 40, 127-135

Paoli L., Munzib S., Guttová A., Senkoc D., Sardellad G. & Loppi S. 2015. Lichens as suitable indicators of the biological effects of atmospheric pollutants around a municipal solid waste incinerator (S Italy). *Ecological Indicators*. 52, 362-370

Paoli L., Vannini A., Monaci F. & Loppi S. 2018. Competition between heavy metal ions for binding sites in lichens: Implications for biomonitoring studies. *Chemosphere*.199, 655-660.

Pawlik-Skowrońska B., Wójciak H. & Skowroński T. 2008. Heavy metal accumulation, resistance and physiological status and epiphytic lichens inhabiting Zn and Pb polluted areas. *Polish Journal of Ecology*. 56, 195-207.

Pernelet-Joly V. 2008. La composition chimique des particules atmosphériques : quels composants participent à la nocivité des particules ? Analyse critique des publications internationales. *Extrapolation*. 35(6-9).

Piervittori R. & Maffei S. 2001. The importance of indicator species in the biomonitoring of atmospheric pollution. A case study in the city of Aosta, NW Italy. *Cryptogamie and Mycologie*. 22, 297-310

Pignata M.L., Gudino G.L., Wannaz E.D., Pla R.R., Gonzalez C.M., Carreras H.A. & Orellana L. 2002. Atmospheric quality and distribution of heavy metals in Argentina employing *Tillandsia capillaris* as a biomonitor. *Environnemental Pollution*. 120, 59-68.

Pirinstos S.A., Vokou D., Diamantopoulos J. & Galloway D.J. 1993. An assessment of the sampling procedure for estimating pollution using epiphytic lichens as bioindicators. *Lichenologist*. 25(2), 165-173.

Pöschl U. & Shiraiwa M. 2015. Multiphase chemistry at the atmosphere–biosphere interface influencing climate and public health in the Anthropocene. *Chemistry Review*. 115, 4440-4475.

Puckett K.J. 1976. The effect of heavy metals on some aspects of lichen physiology. *Canadian Journal of Botany*. 54, 2695-2703.

Purvis P.W., Coppins B.J. & James P.W. 1992. Checklist of lichens of Great Britain and Ireland. *British Lichen Society Bulletin*. 72p.

Rani M., Shukla V. & Upreti D.K. 2011. Periodical monitoring with lichen, *Phaeophyscia hispidula* in Dehradun city, Uttarakh. *Indian Environment*. 31, 376-381.

Rapport de l'Inra France. 2018. Peut-on se passer du cuivre en protection des cultures biologiques. *Rapport de l'expertise collective*. 8p.

Raub J.A., Mathieu-Nolf M., Hampson N.B. & Thom S.R. 2000. Carbon monoxide poisoning-a public health perspective. *Toxicology*. 145, 1-14.

Resitoglu BA., Altinisk K. & Keskin A. 2015. The pollutant emissions from diesel-engine vehicles and exhaust after treatment systems. *Clean Technic Environnemental Policy*. 17, 15-27.

Richardson D.H.S. 1992. Pollution monitoring with lichens. *The Richmond Publishing Co. Ltd.* England. 80p.

Ro C.U., Kim H., Oh K.Y., Yea S.K., Lee C.B., Jang M. & Van Grieken R. 2002. Single-particle characterization of urban aerosol particles collected in three Korean cities using low-Z electron probe X-ray microanalysis. *Environmental and Science Technology*. 36, 4770-4776.

Romeralo C., Diez J.J. & Santiago N.F. 2012. Presence of fungi in Scots pine needles found to correlate with airquality as measured by bio-indicators in northern Spain. *Forest Pathology*. 42, 443-453.

Rose F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. *Lichenology: Progress and problems*. 278-307.

Rossini Oliva S. & Mingorance M.D. 2006. Assessment of airborne heavy metal pollution by aboveground plant parts. *Chemosphere*. 65,177-182.

Rouidi S. 1999. Contribution à la cartographie de la pollution atmosphérique de Skikda et sa périphérie par la méthode quantitative : Indice de pureté atmosphérique (I.A.P). *Mémoire Ingénieur d'Etat d'Ecologie de l'Université d'Annaba*. 36p.

Rzepka M.A. & Cuny D. 2008. Bio-surveillance végétale et fongique des ETM atmosphériques. *Air Pur*. 75, 66-79.

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

Scerboa R., Ristori T., Possenti L., Ampugnani L.L., Barale R. & Barghigiani C. 2002. Use of the Lichen (*Xanthoria parietina*) in biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Pisa Province (Tuscany, Italy). *Science of the Total Environment*. 286, (1-3), 27-40

Searl A. 2004. A review of the acute and long term impacts of exposure to nitrogen dioxide in the United Kingdom. Institute of Occupational Medicine. *Research Report* TM/04/03. 161p.

Seaward M.R.D. 2004. The use of lichens for environmental impact and Assessment. *Symbiosis*. 37, 293-305.

Senhou A., Chouak A., Cherkaoui R., Moutia Z., Lferde M., ElYahyaoui A., El Khoukhi T., Bounakhla M., Embarche K., Gaudry A., Ayrault S. & Moskura M. 2002. Sensitivity of biomonitors and local variations of element concentrations in air pollution biomonitoring. *Journal of Radio analytical and Nuclear Chemistry*. 254(2), 343-349.

Serbula M., Snezana J., Milosavljevic A., Radojevic J., Kalinovic V. & Kalinovic S. 2017. Extreme air pollution with contaminants originating from the mining–metallurgical processes. *Science of the Total Environment*. 86, 1066-1075.

Sérusiaux E., Diederich P. & Lambinon J. 2004. Les Macrolichens de Belgique, Du Luxembourg et du Nord de La France. *Clés de Détermination*. Travaux scientifiques de Musée national d'histoire naturelle de Luxembourg. Luxembourg.

Shaimi S., Idrissi M., Ben Driss E.K. & Bencheikh Soulaymani R. 2014. Évaluation de l'exposition au plomb autour d'un site industriel contaminé au Maroc. *Environmental Pollution*. 448(2), 51-114.

Shukla V, Upreti D.K. & Nayaka S. 2006. Heavy metal accumulation in lichens of Dehra Dun city, Uttaranchal, India. *Indian Journal of Environmental Science*. 10(2), 165-169.

Shukla V. & Upreti D.K. 2007. Physiological response of the lichen *Phaeophyscia hispidula* to the urban environment of Pauri and Srinagar (Garhwal.), Himalayas. *Environmental Pollution*. 150, 295-299.

Shukla V. & Upreti D.K. 2009. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) accumulation in lichen, *Phaeophyscia hispidula* of Degrading city, Garhwal. Himalayas. *Environmental of Monitoring Assessment*. 149, 1-7.

Shukla V., Upreti D.K. & Bajpai R. 2013. Lichens to biomonitor the environment – Springer. London. 185p.

Shukla V., Upreti D.K. & Bajpai R. 2014. Selection of biomonitoring species. India. Springer. 21(19), 11380-11394.

Sigal L.L. 1988. The relationship of lichen and bryophyte research to regulatory decisions in the United States. *Lichenology*. 30, 269-287.

Signoret J. 2002. Etude de la qualité de l'air en Lerond-Nord par les lichens. Contribution en tant que bioindicateurs écologiques, bioaccumulateurs d'éléments chimiques et biomarqueurs du stress oxydant. *Thèse de Doctorat, Université de Metz*. 150p.

Sim-Sim M, Carvalho P & Sergio C. 2000. Cryptogamic epiphyts as indicators of air quality around an industrial complex in the Tagus valley, Portugal. Factor analysis and environmental variables. *Cryptogamy and Bryology*. 21, 153-170.

Sitzmann B., Kendall M., Watt J. & Williams I. 1999. Characterization of airborne particles in London by computer-controlled scanning electron microscopy. *Science of total Environment*. 241, 63-73.

Sivacoumar R., Bhanarkar A.D., Goyal S.K., Gadkari S.K. & Aggarwal A.L. 2001. Air pollution modeling for an industrial complex and model performance evaluation. *Environmental Pollution*. 111, 471-477.

Spier L., Van Dobben H. & Van Dort K. 2010. Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen flora. *Environmental Pollution*. 158, 3607-3611.

Squalli Houssaini A.S., Messaouri H., Nasri I., Roth M.P., Nejari C. & Bencheikroun M.N. 2007. Air pollution as a determinant of asthma among schoolchildren in Mohammedia, Morocco. *International Journal of Environmental Health Research*. 17(4), 243-57.

Stamenkovic S & Cvijan M. 2010. Determination of air pollution zones in Knjazevac (south eastern Serbia) by using epiphytic lichens. *Biotechnological Equipment*. 24, 278-283.

Sternbeck J., Sjodin A. & Reasson K. 2002. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*. 30(6), 519-530.

Sujetoviene G. & Sliumpaite I. 2013. Response of *Evernia prunastri* transplanted to an urban area in central. Lithuania. *Atmospheric Pollution Research*. 4, 222-228.

Sujetovienė G., Smilgaitis P., Dagiliūtė R. & Žaltauskaitė J. 2019. Metal accumulation and physiological response of the lichens transplanted near a landfill in central Lithuania. *Elsevier, Waste Management*. 85, 60-65.

Syeda S.F., Safina N., Hamayun S. & Muhammad D. 2017. Lichens as bioindicators of air pollution from vehicular emissions in district Poonch, Azad Jammu and Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*. 49(5), 1801-1810.

Szatala O. 1929. Enumeratio Lichenum a Cl. barone G. de Andreanszky in Africa boreale lectonim. *Magyar Botanikai Lapok*. 78, 162-167.

Szatala O. 1931. Lichens du Maroc recueillis par le baron G. Andrcanszky en 1930. *Magyar Botanikai Lapok*. 80, 115-126.

Szczepaniak K. & Biziuk M. 2003. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. *Environmental Research*. 93, 221-230.

Tabachnick B.G. & Fidell L.S. 1996. Using multivariate statistics *Harper Collins* (3rd edition). New York. 880p

Tchounwou P., Yedjou C., Patlolla A. & Sutton D. 2012. Heavy metals toxicity and the environment. *Pollution*. 101,133-64.

Tingey D.T. 1989. Bioindicators in air pollution research – applications and constraints. – In: Committee on Biologic Markers of Air-Pollution Damage in Trees, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission of Life Sciences (CLS), National Research Council (eds.), Biologic Markers of Air Pollution Stress and Damage in Forests. *National Academy Press, Washington, D.C.* 73-80.

Tomasevic M., Vukmirovic Z., Rajsic S., Tasic M. & Stevanovic B. 2005. Characterisation of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area, *Chemosphere*. 61, 753-760.

Toupance G., Raulin F. & Buvet R. 2004. Formation of prebiological compounds in models of primitive Earth's atmosphere. I: CH₄-NH₃ and CH₄-N₂ atmospheres. *Origins of life Evolution Biosphere*. 6, 83–90.

Trotet G. 1965. 1ère liste des lichens de Tarfaya (Maroc). *Revue Bryologique et lichénologique*. 33, 597-606.

Tyler G. 1989. Uptake, retention and toxicity of heavy metals in lichens. *Water, Air and Soil Pollution*. 47, 321-333.

Van Haluwyn C. & Lerond M. 1986. Les lichens et la qualité de l'air, évolution méthodologique et limites, Paris. 207p.

Van Haluwyn C. & Asta J. 2009. Guide des lichens de France, *lichens des arbres. Edition. Berlin*. 9p

Van Haluwyn C., Cuny D. & Garrec J-P. 2011. Introduction générale - Définitions, concepts et enjeux généraux de la bio-surveillance de la qualité de l'air. *Pollution Atmosphérique, Numéro spécial*. 7-13.

Van Haluwyn C, Asta J & Gavériaux JP. 2013. Guide des lichens de France. *Lichens des arbres*, Paris. Berlin. 231p.

Wang Y., Li L.J. & Liu Y. 2012. Characteristics of atmospheric NO₂ in the Beijing-Tianjin-Hebei region and the Yangtze River delta analyzed by satellite and ground observations. *China Journal of Environmental Science*. 33, 3685-3692.

Wannaz E.D., Carreras H.A., Perez C.A. & Pignata M.L. 2006. Calibration of four species of *Tillandsia* as air pollution biomonitors. *Journal of Atmospheric Chemistry*. 53, 185-209.

Washburn S.J & Culley T.M. 2006. Epiphytic macrolichens of the greater Cincinnati metropolitan area-part II : distribution, diversity and urban ecology. *Bryologist*. 109, 516-526.

Watson D.F. & Philip G.M. 1985. A refinement to inverse distance weighted interpolation. *Geo-Processing Journal*. 2, 315- 327.

Werner R.G. 1930. Contribution à la flore cryptogamique du Maroc. *Bulletin de la société sciences naturelles Maroc*. (1-6), 98-105.

Werner R.G. 1948. Les origines de la flore cryptogamique du Maroc d'après nos connaissances actuelles. *Mémoire de la Société Scientifique Nationale du Maroc entre 1920-1945*. (1), 147-202.

Werner R.G. 1949. Les origines de la flore lichénique de l'Algérie d'après nos connaissances actuelles. In Travaux Botaniques dédiés à René Maire. *Mémoire de Société de l'Histoire Naturelle Africaine*. Alger. 2, 299-312.

Werner R.G. 1968. La gonidie Marocaine du *Ramalina subgeniculata* Nyl. *Bulletin Académie et Société Lorraines des sciences*. 18 (2), 126-135.

Werner R.G. 1970. La flore lichénique des chênes à liège et des cèdres. *Bulletin de la Société de Mycologie de France*. 86(4), 813-830.

Who. 2000. Air quality guidelines for Europe. Second Edition. Copenhagen, World Health Organization Regional Office for Europe. *WHO Regional Publications*. European Series. N°91.

Xhoffer C., Wouters L. & Van Grieken R. 1992. Characterization of individual particles in the North Sea surface microlayer and underlying seawater: comparison with atmospheric particles. *Environmental Science Technology*. 26, 2151-2162.

Yavuz M. & Çobanoglu G. 2019. Active monitoring of airborne elements in Isparta Province (Turkey) with the epiphytic lichen *Physcia aipolia* (Erh. ex Humb.) Fürnr. *Journal of Elementology*. 24 (3), 1115-1128.

Zahlbruckner A. 1907. Beitrag zur Flechtenflora Kretas. Sitzungsberichten der Kaiserlich Akademie der Wissenschaften in Wien *Mathematische Naturwissenschaftliche Klasse*. 115, 502-523.

Zechmeister H.G. & Hohenwallner D. 2006. A comparison of biomonitoring methods for the estimation of atmospheric pollutants in an industrial town in Austria. *Environment Monitoring Assessment*. 117, 245-259.

Zeng G., Zhu Y., Zhang Y., Zhang C., Tang L., Guo P., Zhang L., Yuan Y., Chenab M. & Yangab C. 2016. Electrochemical DNA sensing strategy based on strengthening electronic

conduction and a signal amplifier carrier of nano Au/MCN composite nanomaterials for sensitive lead detection. *Environmental Science Nano*. 3, 1504-1509.

Zghaid M., Noack Y., Bounakla M & Benyaich F. 2009. Pollution atmosphérique particulaire dans la ville de Kenitra (Maroc) Atmospheric particulate pollution in Kenitra (Morocco). *Physic and Chemistry News*. 45, 22-29.

Zhang Z., Guo Z., Zhou Y., Liu H & Zhang L. 2015. Biotransformation and detoxification of inorganic arsenic in Bombay oyster *Saccostrea cucullata*. *Aquatic Toxicology*. 158, 33-40.

Zhao L., Cui C., Wang Q. & Bu S. 2010. Growth characteristics and corrosion resistance of micro-arc oxidation coating on pure magnesium for biomedical applications. *Corrosion Science*. 52, 2228-2234.

Zhao Z., Ren Q. & Aptroot A. 2003. An Annotated Key to the Lichen Genus *Pertusaria* in China. *The Bryologist*. 107(4), 531-541.

Zhou F., Guo H. & Hao Z. 2007. Spatial distribution of heavy metals in Hong Kong's marine sediments and their human impacts : A GIS-based chemometric approach. *Marine Pollution Bulletin*. 54(9), 1372-1384.

Zuo Y. 1995. Kinetics of photochemical/chemical cycling of iron coupled with organic substances in cloud and fog droplets. *Geochimica and Cosmochimica Acta*. 59, 3123-3130.

SITES WEB

www.environnement.gov.ma. **Département de l'Environnement** .3ème Rapport sur l'Etat de l'Environnement au Maroc. Ministère Délégué auprès du Ministre de l'Energie des Mines de l'Eau et de l'Environnement Chargé de l'Environnement. Observatoire National de l'Environnement du Maroc. 187p. **2015**.

www.mem.gov.ma. **Ministère de l'Energie des Mines et de l'Environnement**. Note de conjoncture énergétique. Rapport du ministère du mois de Décembre **2019**.

www.pncl.gov.ma. **Ministère de l'intérieur**. Monographie de la Région de Rabat-Salé-Kenitra de **2015**.

www.unep.org. **Le Programme des Nations unies pour l'Environnement (PNUE)**. Secrétariats des principales conventions environnementales internationales. **2002**

www.rse.cgem.ma/. **Royaume du Maroc**. Stratégie Nationale de Développement Durable 2015-2020. Rapport final. Août **2014**.