

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Ammar Telidji – Laghouat
Département des sciences biologiques



Spécialité: Sciences de la Nature et de la Vie
Filière: Sciences écologiques
Option: Ecologie végétale et environnement

Mémoire
Présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master

Thème :

**Impact de la pollution atmosphérique sur quelques
espèces végétale dans la région de Laghouat**

Présenté par:

ALLALI Maria

Encadré par :

BOUMEDDIENE Abdelmadjid

Présenté et soutenue le **30/06/2024** devant le jury composé de :

Pr.HOUYOU Zohra
Dr.YOUCEFI Mostafa
M.BOUMEDDIENE Abdelmadjid

Présidente
Examinateur
Encadrant

Année universitaire : 2023/2024.

Résumé:

La pollution atmosphérique est un enjeu environnemental touchant le monde entier, dont les conséquences impactent la santé humaine et environnementale à la fois, et qui demeure très peu documentée dans les pays en voie de développement, notamment l'Algérie. Ce mémoire est une contribution à l'étude de la pollution atmosphérique en Algérie d'une manière générale et à Laghouat d'une manière particulière, le travail tente de déterminer l'impact de la pollution atmosphérique sur *Eucalyptus globulus*, *Nerium oleander*, *Zizyphus lotus*, et *Peganum harmala*, dans deux sites à différents états de pollution (la région de Hassi R'mel et la région d'Aflou). Notre travail consiste de déterminer et de comparer des paramètres biochimiques et physiologiques (acide ascorbique, chlorophylle totale, pH, teneur relative en eau) engagés dans le calcul de l'indice de la tolérance à la pollution atmosphérique (ITPA).

Pour la plupart des résultats obtenus, les paramètres étudiés ont montré une différence hautement significative entre les espèces végétales étudiées au sein du même site et entre les sites, exception faite pour le pH et la teneur en chlorophylle totale et ce pour les espèces au sein du même site. Les résultats montrent que la concentration de l'acide ascorbique (site potentiellement pollué 2,843 mg/g *E.golublus* et 2,521 mg/g *P.harmala*, site moins pollué 2,478 mg/g *N.oleander*, 2,236 mg/g *P.harmala*) est supérieure au niveau du site potentiellement pollué, tandis que le pH (site potentiellement pollué 6,226 *N.oleander* et *P.harmala*, 6.01 *E.globulus*; site moins pollué 7,08 *N.oleander*, 6,8 *Z.lotus*), la teneur en chlorophylle totale (site potentiellement pollué 0,202 mg/g *Z.lotus*, 0,104 mg/g *N.oleander*, site moins pollué 0,32 mg/g *E.globulus*, 0,216 mg/g *N.oleander*), la teneur relative en eau (site potentiellement pollué 71,52% *E.globulus*, 40,75% *P.harmala*, site moins pollué 90,21% *E.globulus*, 54,64% *P.harmala*) et l'indice de tolérance à la pollution atmosphérique (site potentiellement polluée : 8,9 *E.globulus*, 5,56 *P.harmala*, site moins pollué : 10,83 *E.globulus*, 7,1 *P.harmala*) sont supérieures au site moins pollué d'Aflou. L'indice de tolérance à la pollution atmosphérique (ITPA) a été le plus élevé chez *Eucalyptus globulus*, suivi par *Nerium oleander*, *Zizyphus lotus* et *Peganum harmala*, avec une distinction entre les espèces spontanées *Zizyphus lotus* et *Peganum harmala* et les espèces cultivées ornementales *Eucalyptus globulus* et *Nerium oleander*.

La comparaison avec la littérature disponible sur la thématique confirment une diversité des réponses à la pollution atmosphérique liée aux espèces, aux facteurs environnementaux, à la situation géographique, au degré et à la nature de la pollution atmosphérique de la région. En général, les espèces à forte tolérance à la pollution atmosphérique sont des meilleurs candidats pour la plantation urbaine alors que les espèces sensibles peuvent servir de bio-indicateurs de la qualité de l'air.

Mots clés :

Pollution atmosphérique, bio-indicateurs, tolérance, acide ascorbique, chlorophylle totale, pH, teneur en eau, Indice de Tolérance à la Pollution atmosphérique.

Abstract:

Air pollution is a global environmental issue impacting both human and environmental health, yet remains poorly documented in developing countries, notably Algeria. The following work is a contribution to the study of air pollution in Algeria in general, and in Laghouat specifically. The study aims to determine the impact of air pollution on *Eucalyptus globulus*, *Nerium oleander*, *Zizyphus lotus*, and *Peganum harmala* in two sites with varying air pollution levels (Hassi R'mel and Aflou regions). The research focuses on assessing and comparing biochemical and physiological parameters (ascorbic acid, total chlorophyll, pH, relative water content) used to calculate the Air Pollution Tolerance Index (APTI).

Most of the results obtained show a highly significant difference in studied parameters among plant species within the same site and between sites, except for pH and total chlorophyll content within species of the same site. The findings show that ascorbic acid concentration (potentially polluted site: 2.843 mg/g *E.globulus* and 2.521 mg/g *P.harmala*; less polluted site: 2.478 mg/g *N.oleander*, 2.236 mg/g *P.harmala*) is higher in the potentially polluted site. Whereas pH (potentially polluted site: 6.226 *N.oleander* and *P.harmala*, 6.01 *E.globulus*; less polluted site: 7.08 *N.oleander*, 6.8 *Z.lotus*), total chlorophyll content (potentially polluted site: 0.202 mg/g *Z.lotus*, 0.104 mg/g *N.oleander*; less polluted site: 0.32 mg/g *E.globulus*, 0.216 mg/g *N.oleander*), relative water content (potentially polluted site: 71.52% *E. globulus*, 40.75% *P.harmala*; less polluted site: 90.21% *E.globulus*, 54.64% *P.harmala*), and Air Pollution Tolerance Index (APTI) (potentially polluted site: 8.9 *E. globulus*, 5.56 *P.harmala*; less polluted site: 10.83 *E.globulus*, 7.1 *P.harmala*) are higher in the less polluted site of Aflou.

Eucalyptus globulus showed the highest Air Pollution Tolerance Index (APTI), followed by *Nerium oleander*, *Zizyphus lotus*, and *Peganum harmala*, with spontaneous species *Zizyphus lotus* and *Peganum harmala* distinguished from the cultivated ornamental species *Eucalyptus globulus* and *Nerium oleander*.

Comparison with available literature confirms diverse responses to air pollution, said diversity depends on species, environmental factors, geographical location, and the nature and extent of local air pollution. Generally, species with high tolerance to air pollution are preferable for urban planting, whereas sensitive species can serve as bio-indicators of air quality.

Keywords: Air pollution, bio-indicators, tolerance, ascorbic acid, total chlorophyll, pH, water content, Air Pollution Tolerance Index.

الملخص:

يعد تلوث الهواء مشكلة بيئية عالمية، تؤثر عواقبها على صحة الإنسان والبيئة، ولا تزال توثيقها محدودا للغاية في البلدان النامية مثل الجزائر. تعد هذه الأطروحة مساهمة في دراسة تلوث الهواء في الجزائر بشكل عام وفي منطقة الأغواط بشكل خاص، ويحاول العمل تحديد تأثير التلوث الهوائي على نباتات

Peganum Harmala، *Zizyphus lotus*، *Nerium oleander*، *Eucalyptus globulus* في موقعين ذي حالات تلوث مختلفة (منطقة حاسي الرمل ومنطقة أفلو). يبحث العمل الآتي إلى تحديد ومقارنة المعلمات البيوكيميائية والفسولوجية (حمض الأسكوربيك، الكلوروفيل الكلي، الرقم الهيدروجيني، محتوى الماء النسبي) التي تشارك في حساب مؤشر تحمل تلوث الهواء (ITPA).

بالنسبة لمعظم النتائج التي تم الحصول عليها، أظهرت المعلمات المدروسة فرقا احصائيا كبيرا للغاية بين الأنواع النباتية المدروسة داخل نفس الموقع وبين الموقعين، باستثناء الرقم الهيدروجيني ومحتوى الكلوروفيل الكلي للأنواع في نفس الموقع. أظهرت النتائج أن تركيز حامض الاسكوربيك (موقع محتمل التلوث 2.843 ملج/ج *E.golublus* و 2.341 ملج/ج *P.harmala*، موقع أقل تلوثا ملج/ج *N.oleander* 2.236، *P.harmala* أعلى من مستوى الموقع الملوث، في حين أن الرقم الهيدروجيني (موقع محتمل التلوث 6.226 *N.oleander* و *P.harmala* *E.globulus* 6.01، موقع أقل تلوثا *N.oleander* 7.08، *Z.lotus* 6.8)، إجمالي محتوى الكلوروفيل (موقع محتمل التلوث 0.202 ملج/ج *Z.lotus*، 0.103 ملج/ج *N.oleander*، موقع أقل تلوثا 0.32 ملج/ج *E.globulus*، 0.216 ملج/ج *N.oleander*)، محتوى الماء النسبي (موقع محتمل أن يكون ملوثا 71.51% *E.globulus*، 40.75% *P.harmala*، موقع أقل تلوثا *E.globulus* 90.21%، 54.64% *P.harmala*) ومؤشر تحمل تلوث الهواء (الموقع المحتمل التلوث: 8.9 *E.globulus*، 5.56 *P.harmala*، أقل تلوثا 10.83 : *P.harmala*، *E.globulus* 7.1) أعلى من الموقع أقل تلوثا من Aflou. كان مؤشر تحمل تلوث الهواء (ITPA) هو الأعلى في نبات *Eucalyptus globulus*، يليه *Nerium oleander*، *Zizyphus lotus*، و *Peganum harmala* مع التمييز بين الأنواع البرية *Zizyphus lotus* و *Peganum Harmala* وأنواع الزينة المزروعة *Eucalyptus globulus* و *Nerium oleander*.

تؤكد المقارنة مع المرجع المتوفرة حول هذا الموضوع تنوع الاستجابات لتلوث الهواء الذي المرتبط بالأنواع النباتية والعوامل البيئية والموقع الجغرافي ودرجة وطبيعة تلوث الهواء في المنطقة. بشكل عام، تعتبر الأنواع ذات القدرة العالية على تحمل تلوث الهواء مفيدة للزراعة الحضرية بينما يمكن أن تكون الأنواع الحساسة بمثابة مؤشرات حيوية لجودة الهواء.

الكلمات المفتاحية:

تلوث الهواء، المؤشرات الحيوية، التحمل، حامض الاسكوربيك، الكلوروفيل الكلي، الرقم الهيدروجيني، المحتوى المائي، مؤشر تحمل تلوث الهواء.

Remerciements:

J'exprime ma gratitude envers Allah, le Tout-puissant et Miséricordieux, qui m'a inspiré et comblé de bienfaits, je lui rends grâce.

Je souhaite exprimer ma sincère gratitude à toutes les personnes qui m'ont apporté leur aide et leur soutien tout au long de la réalisation de ce travail.

Je tiens particulièrement à remercier mon encadrant M. BOUMEDDIENE Abdelmadjid, enseignant à l'université d'Ammar Telidji Laghouat, pour avoir accepté de superviser ce travail malgré ses multiples obligations. Je lui suis profondément reconnaissante.

Mes remerciements vont également aux membres de mon jury, pour avoir accepté d'évaluer et d'examiner ce travail. Leurs commentaires et suggestions seront d'une grande importance et pris en considération pour améliorer ce travail :

Je remercie Mme. HOUYOU Zohra d'avoir accepté de présider ce jury et d'avoir examiné mon travail.

Je remercie M.YOUCEFI Moustafa d'avoir accepté d'examiner et corriger le travail, et pour sa précieuse contribution à son amélioration.

Ce projet a été mené au niveau de l'Unité de Recherche sur les Plantes Médicinales de Laghouat et aux laboratoires pédagogiques du département SNV de l'université de Laghouat.

Enfin, je souhaite exprimer ma gratitude à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Merci sincèrement à tous.

Liste des abréviations :

AQA : Acte de la Qualité de l'Air.

CAA : Clean Air Act (Loi de la protection de l'air) .

COV : Composés Organiques Volatiles.

COVNM : Composés Organiques Volatiles Non Méthylés.

DAEU : Département de l'Agriculture des Etats Unies (USDA en anglais).

DRO : Dérivés Réactifs de l'Oxygène.

GES : Gaz à Effets de Serre.

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

HRM : Hassi R'mel.

IPA : Indice de la Pureté Atmosphérique.

ITPA : Indice de Tolérance à la Pollution Atmosphérique.

LII : Indice de Blessure des Feuilles (Leaf Injury Index).

MP : Moins Pollué.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

PCB : Polychlorobiphényle.

pH : Potentiel Hydrogène.

PP : Potentiellement Pollué.

SIG : Système d'Information Géographique .

TFP : Total Factor Productivity (Facteur de Productivité Totale).

TRE : Teneur Relative en Eau.

UE : Union Européenne.

Liste des figures :

Numéro	Titre	Page
1	La dynamique entre la pollution atmosphérique et le changement climatique.	27
2	Impact de la pollution atmosphérique sur la dynamique plante-pollinisateur.	29
3	Carte des décès attribués à la pollution atmosphérique par 100 000 personnes en 2019.	32
4	Les méthodes de mesure de la pollution atmosphérique et leur intérêt.	34
5	Carte de la pollution atmosphérique en NO _x en 2018 par imagerie satellitaire.	36
6	Carte de situation géographique de la wilaya de Laghouat.	54
7	Le diagramme ombrothermique de la région d'Aflou (2014-2015).	58
8	Le diagramme omrothermique de Laghouat (2014-2015).	58
9	L'étage bioclimatique de Laghouat et Aflou (2014-2015).	59
10	La position des stations d'étude dans la région de Laghouat.	60
11	La représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de l'acide ascorbique (mg/g) des feuilles. A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.	68
12	La représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de la chlorophylle totale (mg/g) des feuilles. A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.	69
13	La représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences du pH des feuilles. A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.	69
14	La représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de la TRE (%) des	70

	feuilles. A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.	
15	La représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de l'ITPA. A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.	70
16	La teneur en acide ascorbique des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.	72
17	La teneur en chlorophylle totale des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.	74
18	Les valeurs de pH des feuilles des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.	76
19	Les valeurs de la TRE des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.	78
20	Les valeurs de l'ITPA des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.	80

Liste des images :

Numéro	Titre	Page
1	Définition de la pollution atmosphérique issue de la loi 03-10 relative à la protection de l'environnement dans le cadre de développement durable.	18
2	Impact des pluies acides sur une feuille.	28
3	Quelques formes de blessures foliaires.	31
5	<i>Xanthoria parietina</i> , un lichen épiphyte utilisé pour la bio-indication de la pollution atmosphérique.	37
6	<i>Funaria hygrometrica</i> , une mousse utilisé pour la bio-indication de la pollution atmosphérique.	38
7	<i>N.oleander</i> dans un milieu urbain.	45
8	<i>E.globulus</i> dans un milieu urbain.	47
9	Plante de <i>P.harmala</i> .	49
10	Plante de <i>Z.lotus</i> .	51
11	Complexe gazier de la ville de Hassi R'mel, Laghouat.	61
12	Formation végétale à Aflou, Laghouat.	62
13	Stockage des feuilles collectées.	62
14	Extraction de l'acide ascorbique.	63
15	Extraction de la chlorophylle	64
16	Détermination du pH du filtrat des feuilles.	65
17	Détermination de la teneur en eau des feuilles.	66

Liste des tableaux :

Numéro	Titre	Page
1	Proportions des émissions brutes de GES de l'Algérie en 2020 (kt CO ₂ eq).	24
2	Quelques polluants atmosphériques, leurs sources et leurs impacts sur la santé humaine.	25
3	Superficie des différentes formations végétale dans la wilaya de Laghouat.	60
4	Significativité des différences des paramètres étudiés entre les espèces étudiées et entre les deux sites d'étude moyennant le test ANOVA à deux facteurs au seuil de 5%.	68

Table des matières

Résumé	
Remerciements	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des images	
Liste des tableaux	
Introduction	14
Chapitre I : Revue Bibliographique.	18
I. Pollution atmosphérique :	19
1. Définition :	19
2. Historique de la pollution atmosphérique :	19
3. Causes et origines de la pollution atmosphérique :	23
3.2. Causes anthropiques :	24
4. Quelques polluants atmosphériques :	26
5. Impact de la pollution atmosphérique :	27
5.1. Impacts écologiques :	27
5.1.1 .Pollution atmosphérique et changement climatique :	27
6. Mesure de la pollution atmosphérique :	35
II. Synthèse écologique sur les espèces étudiées :	46
1. Laurier rose (<i>Nerium oleander L</i>) :	46
2. Gommier bleu (<i>Eucalyptus globulus</i>) :	48
3. Harmal / rue sauvage (<i>Peganum Harmala</i>) :	50
4. Le jujubier (<i>Zizyphus lotus</i>) :	52
Chapitre II: Matériel et Méthode	54
I. Présentation de la zone d'étude:.....	55
1. Situation géographique :	55
2. Géologie et géomorphologie :	55
3. Pédologie :	56
4. Hydrographie :	57
5. Climat et bioclimat :	57
6. Faune :	60
7. Flore :	60
II. Choix des stations :	61
III. Traitement des échantillons :	63

1. Calcule de l'ITPA :	64
2. Test statistique :	67
Chapitre III : Résultats et discussion :	68
I. Résultats du test statistique :	69
II. Paramétrées biochimiques et physiologiques : 1. Acide ascorbique :	72
2. Chlorophylle totale :	73
2. pH :	76
3. Teneur relative en eau :	77
4. ITPA :	79
Conclusion.....	84
Perspectives	86
Références bibliographiques :	88
Annexes	114

Introduction

La pollution atmosphérique est devenue une préoccupation croissante ces dernières années, vu l'accentuation du phénomène dans de nombreuses villes à travers le monde (OMS, 2016) causant des décès prématurés comptés jusqu'à 6,7 millions par an liée à la pollution de l'air ambiant et 3.8 millions due à la pollution de l'air à l'intérieure des habitations (OMS, 2022). Sur le plan continental, en Afrique, 639 000 décès liés à la pollution de l'air à l'intérieur des habitations et 338 000 décès liés à la pollution de l'air ambiant, totalisant ainsi 977 000 (IAHO, OMS, 2023). En Algérie, on compte 17 295 décès par pollution de l'air ambiant et 667 décès par pollution de l'air intérieure en 2019 (OMS-OSM).

La pollution atmosphérique désigne toute forme d'altération de la composition de l'air par tout éléments nuisibles -polluants-, ayant un impact sur la santé humaine ainsi que les écosystèmes et leurs composantes (Paoletti et al, 2010; Boczkowski, 2021). La pollution atmosphérique résulte de nombreuses sources d'émission, sources naturelles ainsi que les anthropiques qui devient plus importante surtout après l'ère de l'industrialisation. (OMS, 2022).

D'un point de vu écologique, les conséquences de la pollution atmosphérique se traduisent par la diminution de la biodiversité, la disparition des espèces animales et végétales, ainsi que l'homogénéisation et la modification des compositions spécifiques (Dudley, 1996; Mishra et Sahu, 2021). La pollution de l'air, par les gaz à effets de serre causant le réchauffement climatique, impactant la biodiversité globale avec 9% des espèces végétales connues au bord de l'extinction (Brat et Pathak, 2020), 20 à 30% des espèces animales et végétales à risque d'extinction et une proportion importante des espèces endémiques risque d'être éteintes en 2050 (FAO, 2012).

La pollution atmosphérique est l'une des principales causes du déclin de l'activité des pollinisateurs causé par les changements visuels, phénologiques, et spécifiques des paysages (Duque et Steffan-Dewenter, 2024), de la formation des pluies acides (Singh et Agrawal, 2008) et de la réduction de la productivité agricole et leur taux d'accroissement (Sillmann et al, 2021).

De point de vu santé humaine, la pollution atmosphérique entraine des décès prématurés, des maladies cardiovasculaires, des anomalies de la coagulation sanguine, et des problèmes de peau (Mancebo et Wang, 2015; An et al, 2018; Sillmann et al 2021; Khomenko et al, 2021). Le bien-être, la santé mentale, et la cognition sont également

susceptible d'être affectés par la pollution atmosphérique (MacKerron et al, 2009; Tzivian et al, 2015; Kioumourtzoglou et al, 2017).

La surveillance de la qualité de l'air constitue la première étape pour aborder la problématique de la pollution atmosphérique et comprendre ses enjeux, afin d'assurer une approche appropriée et méthodique (OMS, 2016). De diverses méthodes sont déployées afin d'évaluer la pollution atmosphérique : échantillonnage actif ou passif (Xie et al, 2017; Huang et al, 2018), la surveillance en temps réel (Devarakonda et al, 2013; Benammar et al, 2018; Moharana et al, 2020), l'imagerie satellitaire (Yu et al, 2018) et l'utilisation des bio-indicateurs, comme alternative moins coûteuse qui prend en compte les réponses des organismes à la pollution atmosphérique et l'accumulation des polluants (Takano, 2024) par des organismes ou des parties d'organismes permettant l'obtention d'informations sur l'état de pollution (Markert, 2007).

Les végétaux sont souvent utilisées comme des bio-indicateurs de la pollution atmosphérique, notamment par l'évaluation des blessures visibles des feuilles (Heath, 1980; Cozea et al, 2018), l'altération de leurs stomates (Dimitrova et Yurukova, 2005; Verma et Singh, 2006), les changements de leur teneur en chlorophylle, (Verma et Singh, 2006; Tripathi et Gautam, 2007; Joshi et Swami, 2009; Falusi et al, 2016 ; Molnár et al, 2020), les variations du pH des feuilles (Ogagaoghene, 2017; Klumpp et al, 2000), l'acide ascorbique (Falusi, 2016 ; Ogagaoghene, 2017; Dwivedi et al, 2020), et de la teneur relative en eau (Borowiak et Fidler, 2016).

Une lacune significative concernant le suivi et la collecte des données relatives à la pollution atmosphérique est observée au niveau des pays en voie de développement (OMS, 2016). En Algérie, la littérature disponible sur l'état de la pollution atmosphérique s'appuie sur diverses approches : l'utilisation des échantillons de l'air pour surveillance de la qualité de l'air (Baghedaoui et al, 2004), l'intégration du SIG (Rahal et al, 2018), et l'utilisation des bio-indicateurs (Fadel et al, 2005; Fadel et al, 2011; Omar et al, 2015; Merabti et al, 2018). Par ailleurs, d'autres auteurs ont combiné la bio-indication avec les mesures sur place (Maizi et al, 2012). L'ensemble de ces études confirment l'amplification de la pollution atmosphérique, surtout au niveau des zones exposées aux pressions anthropiques.

L'objectif de ce travail est de vérifier la variabilité interspécifique des réponses des végétaux à la pollution atmosphérique et leur rôle bio-indicateur dans la région de

Laghouat, et de comparer les réponses dans deux sites distincts, l'un potentiellement pollué (Hassi R'mel) et l'autre moins pollué (Aflou) en calculant l'Indice de Tolérance à la Pollution Atmosphérique (ITPA) et en déterminant les paramètres biochimiques et physiologiques (la teneur en acide ascorbique, la teneur en chlorophylle, le pH, et la teneur relative en eau) rentrant dans le calcul de cet indice.

Chapitre I :

Revue Bibliographique.

I. Pollution atmosphérique :

1. Définition :

La pollution atmosphérique, selon l'Organisation Mondiale de la Santé (2021), est définie par la présence dans l'air de substances, de contaminants ou de polluants avec des concentrations qui compromettent la santé humaine et son bien-être, ou qui engendrent d'autres formes de nuisances.

Selon la loi algérienne, la pollution atmosphérique se définit comme l'acte d'introduire toute substance dans l'air ou l'atmosphère causé par l'émission de gaz, de vapeurs, de fumées ou de particules liquides ou solides (Journal Officiel, 2003).

Pollution de l'atmosphère : L'introduction de toute substance dans l'air ou l'atmosphère provoquée par l'émanation de gaz, de vapeurs, de fumées ou de particules liquides ou solides susceptible de porter préjudice ou de créer des risques au cadre de vie.

Image 1 : Définition de la pollution atmosphérique issue de la loi 03-10 relative à la protection de l'environnement dans le cadre de développement durable (Journal Officiel, 2003).

2. Historique de la pollution atmosphérique :

La pollution atmosphériques n'est pas un phénomène récent (Mosley, 2014) les preuves de cette pollution se manifeste à travers les impacts observés chez les tissus pulmonaires momifiés (Pabst et Hofer, 1998). Même dans les civilisations anciennes, les activités 'nuisibles' engendrait des conséquences visibles à l'échelle locale, marquées par des odeurs désagréables et le noircissement du marbre des constructions (Wexler, 2014). La perception et la conceptualisation de l'air 'sain' et 'propre' et son association avec le bien être et le maintien d'une bonne santé ont été abordé par les romains, mettant la lumière sur la conscience humaine ancienne sur le sujet (Baker, 2018).

L'utilisation du charbon était la pierre angulaire de l'industrialisation, en Angleterre, puis dans le nord de l'Europe et aux États-Unis. La production de charbon a donc augmenté considérablement, où elle est passée de 10 millions de tonnes en 1800 à 780 millions de tonnes en 1900, favorisant une croissance économique importante

(Brimblecombe et Bowler, 1992; Moskey, 2014). Qui aura pour conséquence une altération du paysage, un impact considérable sur la santé humaine et l'environnement. Le charbon a été donc reconnu comme source de pollution par les citoyens et des efforts de lutte ont été dispensés par des associations composées de professionnels de la classe moyenne et de non-conformistes qui diffusait des connaissances sanitaires au public tout en insistant sur l'importance d'un air sain pour la santé physique et mentale et sur la nécessité de la prise en charge de la santé publique par les autorités politiques (Thorsheim, 2006).

Sur le plan juridique, le Manchester Police Act de 1806-1808 conférait aux autorités policières le pouvoir d'imposer des restrictions sur les émissions de fumées, et en 1816, une loi locale relative à la pollution de l'air a été adoptée en Birmingham. Ces lois locales sur le contrôle des émissions ont progressivement évolués en mesures répressives, aboutissant en 1818 et à la création des commissions parlementaires (Akatsu, 2015).

Après la Première Guerre Mondiale, la science s'est intéressée aux impacts des gaz de combat et les processus de diffusion des substances dans l'atmosphère parmi ceux on note : Owens (1918); Richardson (1920); Lettau (1931); Ashworth (1933); Sherlock et Stalker(1940) (Heidorn, 1978).

Un des premiers contentieux internationaux concernant la pollution atmosphérique était le différend Trail Smelter entre les États-Unis et le Canada (1938–1941) concernant les polluants traversant les frontières des deux pays. Ce différend a aboutit à l'établissement du principe du « Pollueur-Payeur » et d'assurer qu'aucun Etat n'a le droit de causer des dommages environnementaux à un autre (ICOJ, 1941).

La recherche dans ce domaine a ensuite connu un ralentissement pendant la Deuxième Guerre Mondiale. Après la guerre, l'âge atomique et le développement des ordinateurs ont permis une approche plus approfondie pour étudier la circulation des polluants dans l'atmosphère (Heidorn, 1978).

Au Royaume-Uni, le 'Clean Air Act' a été promulgué en 1956 ayant pour objectif de réduire les émissions de fumées avec 80% dans 10 à 15ans (Cayton, 1960). Tandis qu'aux États Unies, en 1955, le Congrès américain a adopté une législation fédérale, l'Acte de Contrôle de La Pollution Atmosphérique, reconnaissant ainsi pour la première fois la pollution atmosphérique comme un enjeu national et visant à financer la recherche scientifique sur le sujet. En 1963, le CAA américain a été promulgué dont l'objectif est

l'éducation et la lutte contre la pollution atmosphérique sans abordé directement la réduction des concentrations des polluants. Ce dernier à été amendé par l'Acte de Contrôle de la Pollution Atmosphérique causée par les Automobiles en 1965, puis par l'Acte de la Qualité de l'Air (AQA) en 1967, suivi par l'amendement de l'Acte de l'Air Pur de 1970 et 1977. En 1990 un amendement a été adopté pour réduire les émissions du dioxyde de soufre (SO₂) des centrales électriques, suivi d'une deuxième phase visant des réductions plus marquées, auquel s'ajoutent les plans d'action relatifs à la qualité de l'air à l'échelle des États du pays (Kuklinska et al, 2015)

L'Union européenne a développé une des premières législations concernant la qualité de l'air; la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance, ratifié à Genève 1979. Cette convention vise à limiter les émissions des polluants atmosphériques notamment le SO₂, NO_x, NH₃, COVs, POPS, les métaux lourds, et les particules en suspension (Unece, 1997). En 1996, l'EU a adopté la directive sur l'évaluation et le contrôle de la pollution atmosphérique, établissant ainsi des critères de la qualité de l'air et les plans d'action pour réduire ou limiter l'impact des polluants sur la santé humaine et environnementale. Cette directive a été suivi par d'autres directives : en 1999 concernant les concentrations des SO₂, NO₂, NO, en 2000 pour CO en benzène, en 2002 pour l'ozone et en 2004 pour l'arsenic, cadmium, nickel et PAH, en 2005 un plan d'action thématique a été élaboré pour compléter les mesures ultérieurs (Kuklinska et al, 2015).

Sur le plan mondiale, de nombreuses conférences ont été organisées, notamment celle de Stockholm en 1972, qui a coïncidé avec une prise de conscience croissante avec l'émergence de l'activisme environnemental, les années 1960s et 1970s (Epstein, 1995). Cette conférence (Stockholm 1972) marquait donc le premier dialogue international sur l'impact de la croissance économique et la pollution de l'environnement, l'air y compris, comme soulignent les principes 2 et 6 ainsi que la nécessité de la mise en place d'un plan d'action pour remédier la situation, (ONU, 1973).

La convention de Vienne sur la protection de la couche d'ozone en 1985 a insisté sur son importance, de la mise en place de législations pour sa conservation, la promotion de la recherche scientifique et l'échange des connaissances accumulées sur le sujet (ONU, 1985). Elle a été suivie par le Protocole de Montréal relatif aux substances qui

appauvrissent la couche d'ozone en 1987, visant à évaluer et réduire la production des substances nuisibles (ONU, 1987).

La convention de Rio de 1992, également connue sous le nom 'Sommet de la Terre', a abordé le changement climatique et la nécessité d'agir pour réduire les émissions des GES (ONU, 1992), et le protocole de Kyoto en 1997 qui visait à la réduction des émissions gazeuses pour les pays participants (ONU, 1998).

En 2000, la Conférence des Nations Unies pour le Développement et l'Environnement à New York a établi les objectifs du millénaire, abordant à nouveau la problématique de réchauffement climatique (Titre V-B) et mettant la lumière sur l'importance et la gravité du phénomène. En soulignant l'augmentation des températures enregistrées et l'estimation d'une augmentation potentielle des températures de 1,2° à 3,5°C au cours du siècle. La conférence a insisté ainsi sur la nécessité de la prise d'action pour réduire les émissions des GES (ONU, 2000).

La même année, l'Organisation Mondiale de la Santé a établi des critères relatifs à la qualité de l'air en Europe, basés sur les concentrations d'exposition tolérables des différents types des polluants (OMS, 2000), suivies par une actualisation mondiale en 2021 pour les particules en suspension (PM_{2,5} et PM₁₀) , O₃, NO₂, SO₂ et CO , mettant en avant la nécessité de l'évaluation et le suivi de ces polluants (OMS, 2021). Par ailleurs, plusieurs autres publications de l'OMS qui mettent en lumière l'état d'exposition des populations à la pollution atmosphérique (WHO, 2016), l'impact des polluants sur la santé (OMS 2019; OMS, 2021; OMS, 2022).

En 2020, la propagation du virus Covid-19 avec l'émergence d'une certaine corrélation entre la mortalité causée par l'infection et les concentrations des polluants atmosphériques a marquée le début d'une nouvelle ère dans la recherche sur la pollution atmosphérique. La première problématique développée concerne l'impact de la pollution atmosphérique sur la transmission du virus et l'aggravation de ses symptômes (Conticin et al, 2020; Travaglio et al, 2021). La deuxième problématique concerne le potentiel lien et la causalité entre le confinement imposé par les Etats pour réduire la transmission du Covid-19 et l'amélioration relative de la qualité de l'air par la diminution des concentrations des polluants atmosphériques (He et al, 2020; Venter et al, 2020; Huang et al, 2022).

Les conflits politiques et les guerres ont un impacte significatif sur l'environnement (Leaning, 2000; Palczewska, 2022). Cela inclut la qualité de l'air, comme en témoignent

des exemples récents tel que la guerre en Ukraine avec augmentation des concentrations de polluants atmosphériques (SO_2 , O_3 , $\text{PM}_{2,5}$ et NO_2 notamment) dans les zones de conflit (Zalakeviciute et al, 2022). De même, les bombardements sur Gaza, en plus de leurs impacts directs sur la situation humaine, ont également entraîné une pollution accrue causée par l'utilisation de plus que 2100 d'explosifs entre le 7 et le 25 octobre 2023, les gaz létaux, et le phosphore blanc qui ont impacté la qualité de l'air considérablement (Buheji et Al-Muhannadi, 2023).

De nombreux auteurs considèrent la destruction des écosystèmes et les injustices environnementales comme des stratégies colonisatrices visant à détruire les ressources naturelles (air, eau, sol, faune et flore, en particulier les espèces autochtones), mettant ainsi en danger la population et effaçant son patrimoine naturel (Washington et al, 2006). Cependant, les concepts relatifs aux injustices politiques et leurs liens avec la pollution atmosphérique en particulier, et la destruction de l'environnement en générale, sont des domaines de recherche et de réflexion à considérer, surtout en lumière de la situation actuelle.

3. Causes et origines de la pollution atmosphérique :

Les sources de la pollution atmosphérique sont variées, les proportions de la contribution de chaque source de pollution varient selon le pays et la région considérée ainsi que le polluant en question (Holman, 1999).

Les sources des polluants atmosphériques peuvent être naturelles, incluant les éruptions volcaniques et les incendies de forêts tandis que les sources anthropiques incluent les émissions industrielles, la combustion de la biomasse, la cuisine et suspension des particules. Ces polluants sont soit d'origine directe, issues des sources d'émission primaire, ou issue de la transformation chimique de leurs précurseurs (Saxena et Sonwani, 2019).

Les causes de la pollution atmosphérique peuvent être regroupées comme suit (Choudhary et Garg, 2013) :

3.1 .Causes naturelles :

- La poussière issus des zones ayant peu -ou dépourvu- de végétation et l'érosion éolienne.
- Le méthane résultant de la digestion des animaux notamment le cheptel.

- La désintégration de l'uranium dans la croûte terrestre libérant le Radon.
- Le feu et les incendies des forêts.
- Activité volcanique libérant le soufre, chlorure et les particules de cendre.
- L'émission des COVs par la végétation durant les températures chaudes, qui interagissent avec les polluants primaires pour former les polluants secondaires.

3.2. Causes anthropiques :

- Sources stationnaires tel que les centrales électriques industrielles, les usines, les incinérateurs des déchets, et la combustion traditionnelle de la biomasse surtout dans les pays pauvres. Les sources mobiles qui regroupent les automobiles, les avions et les navires.
- L'agriculture, l'aménagement forestier générant des produits chimiques, de la poussière, et la combustion contrôlée.
- L'utilisation de la peinture, vernis, des produits cosmétiques.
- Les décharges publiques.
- L'industrie militaire, l'utilisation des armes nucléaires, des gaz toxiques, et des fusées.

La pollution de l'air à l'intérieur des habitations représente une forme de pollution atmosphérique causée principalement par les combustibles solides tels que le bois, résidus de récoltes...etc. pour les tâches domestiques, cette dernière contribue à la pollution de l'air ambiant (OMS, 2014). De plus, le matériel de construction des habitations tel que le bois poli/vernis, les sols en vinyle, les tapis, les cheminées, le meuble, les constructions en briques et ciments sont tous des sources de la pollution de l'air à l'intérieur des habitations. D'autres causes de la pollution de l'air à l'intérieur des habitations incluent l'utilisation de la peinture, des climatiseurs, des détergents, des parfums et des bougies parfumées, le tabagisme à l'intérieur, ainsi que l'utilisation des insecticides (Apte et Salvi, 2016).

En Algérie, les sources de la pollution atmosphériques sont principalement issues des secteurs du transport, du traitement des déchets par incinération et l'industrie. Ce dernier constitue l'une des causes majeures, en raison de l'utilisation des unités dépourvues de systèmes antipollution ou dont l'efficacité épuratoire ne répond pas aux normes de protection environnementale. Les 12 principales cimenteries émettent environ 4569 tonnes de NO_x, 1 million de tonnes de SO₂ et 1269 tonnes de CO, et 464 tonnes de COVNM. Auxquelles s'ajoutent les émissions qui proviennent de la combustion par les raffineries de

pétrole. Le trafic routier ne peut pas être négligé en termes des émissions de NO_x, CO et COVs, associés à l'augmentation constante du nombre des véhicules dans le pays (Nejjari et al, 2003).

Selon Chettah, (2019) le secteur de transport (majoritairement les voitures) est la première source de la pollution atmosphérique en Algérie depuis 1971, avec des émissions de CH₄, CO, SO₂, les NO_x, et les COVNM en augmentation entre 1994 et 2000 avec une contribution des émissions totales de CO₂ sur le plan national pouvant atteindre 46% en 2015; ceci est liée au fait que 85% des déplacements en Algérie, ainsi que 90% du volume des échanges de marchandises sont assurés par des moyens de transport routiers qui consomment presque exclusivement des hydrocarbures.

Selon le rapport de synthèse du Ministère de l'Environnement et des énergies renouvelables pour la Conférence des Nations Unies pour le Changement Climatique en 2023 (Tableau1), le taux des émissions brutes de GES de l'Algérie en 2020 est représenté par l'industrie de l'énergie (la combustion surtout), suivi par les affectations des terres, les procédés industriels et l'utilisation des produits, et les déchets.

Tableau 1: proportions des émissions brutes de GES de l'Algérie en 2020 (kt CO₂eq) (Unfccc;2023).

	CO2	CH4	NO2	HFCs	SF6	Totale	%
1. Energie	156.546	22.323	803	NO	NO	179.671	81,5
1.1. Combustion	148.183	287	776	NO	NO	149.246	67,7
1.2. Fugitives	8.362	22.035	27	NO	NO	30.424	13,8
2. Procédés industriels et utilisation des produits	10.878	6	39	1,206	36	12,166	5,5
3. Agriculture, Forêt, et Autres affectations de terre	NE	12.434	7,142	NO	NO	19.575	8,9
4. Déchets	409	7.922	801	NO	NO	9.132	4,1
Total	167.833	42.685	8.785	1.206	36	220.545	100,0

%	76.1	19,4	4,0	0,5	0,0	
---	------	------	-----	-----	-----	--

4. Quelques polluants atmosphériques :

Tableau 2 : quelques polluants atmosphériques, leurs sources et leurs impacts sur la santé humaine.

Polluant	Source	Impact sur la santé humaine	Références
Poussière / particules en suspension	La combustion, les activités industrielles, le trafic routier, les activités minières, les éruptions volcaniques et les feux des forêts.	Inflammation respiratoire, allergies, maladies cardiovasculaires et mortalité, risques des mutations génétiques, perturbation du système nerveux.	(An et al, 2018) (Mukherjee et Agrawal, 2017)
Composés organiques volatils	Les activités volcaniques, la combustion, l'utilisation des solvants, les émissions des véhicules, et le raffinage du pétrole.	Irritations des voies respiratoires, irritations cutanées, anémie aplasique, lésions hépatiques et rénales, leucémie aigüe myéloblastique.	(Hanif et al, 2021)
Polluants organiques persistants (Dioxines, BCP, Organochloré, HAP...)	Les feus de forêts, les épurations volcaniques, la production des pesticides et herbicides, l'incinération des déchets médicinales, et la chaîne alimentaire par bioaccumulation.	Problèmes de développement, inflammation respiratoires, mutations génétiques, cancers, maladies cardiaques, augmentation des risques des diabètes, perturbation des fonctions hépatiques, impacts sur la reproduction, le développement et du système endocrinien.	(OMS, 2021) (Otlés et Yildiz, 2003) (Qing Li et al, 2006)
Métaux lourds (plomb, mercure, nickel, arsenic,	La bioaccumulation, les activités volcaniques, l'incinération des déchets, le plombage, les batteries, la	Maladies gastro-intestinales, troubles des fonctions hépatiques et rénales, maladies abdominales, problèmes du	(Jyothi, 2020)

cadmium, etc.)	combustion du charbon.	système nerveux, problèmes cardiaques.	
NO _x	La combustion de la biomasse/des combustibles fossiles, l'utilisation des fertilisants et les activités agricoles.	Troubles pulmonaires et susceptibilité aux infections bactériennes/virales, troubles respiratoires.	(OMS, 2000)
CO	Les processus industriels, le tabagisme, la combustion du gaz/charbon/biomasse, l'incinération des déchets, les feus des forêts, et l'oxydation des carburants/CH ₄ .	Hypoxie tissulaire, troubles neurologiques, décès cardiovasculaires, infarctus du myocarde et d'autres troubles cardiaques.	(OMS, 2000) (Badr et Probert, 1994)
SO ₂	Les activités volcaniques, la biodégradation, la combustion du charbon, les activités industrielles, les émissions de véhicules.	Maladies et troubles respiratoires, décès, irritation de la peau.	(OMS, 2000) (Ahmed et Sharma, 2014)
O ₃	Formé dans l'atmosphère suite à des réactions chimiques impliquant NO ₂ , VOC et les rayons ultraviolet	Inflammations respiratoires, aggravation des maladies pulmonaires/altération des fonctions pulmonaires, réduction des fonctions respiratoires, maladies cardiaques, décès.	(OMS, 2000) (Nuvolone et al, 2018)

5. Impact de la pollution atmosphérique :

5.1. Impacts écologiques :

5.1.1 .Pollution atmosphérique et changement climatique :

La pollution atmosphérique et le changement climatique, bien que considérés comme deux phénomènes indépendants, sont étroitement liés. Les sources des polluants atmosphériques libèrent le CO₂ et d'autres GES, ce qui affectent à la fois la qualité de l'air et le climat. Cela entraîne l'augmentation de la température et le déclin des précipitations.

En retour, les changements climatiques influent la pollution atmosphérique en la provoquant ou en l'accentuant, ce qui dégrade la qualité de l'air (Fiore et al, 2015). Le réchauffement climatique impact l'agriculture en réduisant les rendements, une réduction globale entre 3 à 18% de la productivité agricole est prévue en 2080, avec une réduction de 10 à 25% dans les pays en voie de développement (Mahato, 2014), ainsi que l'extinction des espèces, la modification de leur phénologie, leurs interactions, et leurs aires de répartition associée à l'altération des écosystèmes (Reid, 2006).

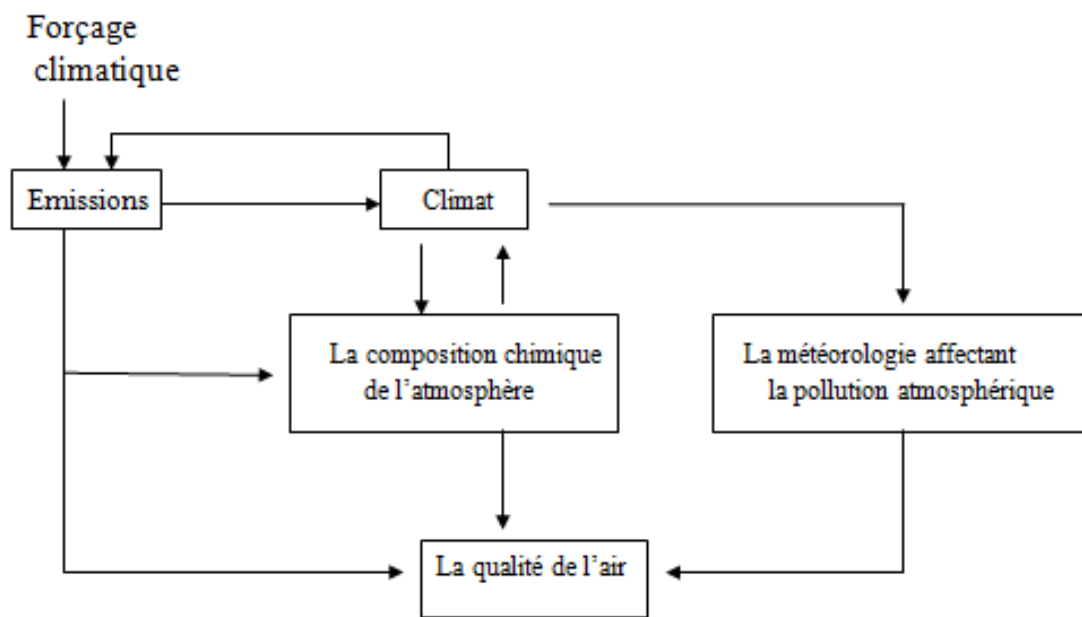


Figure 1 : dynamique entre les émissions atmosphériques et les changements climatiques (Jacob et Winner, 2008).

5.1.2. Pluies acides :

Les pluies acides désignent toute forme de précipitation ayant un pH inférieure au 5,6. Les pluies acides résultent des polluants atmosphériques tels que le NO_x , le SO_2 , et l' O_3 qui se mélangent avec les précipitations et tombent sous formes de pluies acides. Elles sont également connues sous le nom « dépôts acides » traduit de l'Anglais « Acide despositions ». Ces dépôts peuvent être liquides ou secs; la neige, les pluies, et les brouillards sont des dépôts liquides alors que les particules et les gaz acides transportés dans les vents et attaché aux matériaux et surfaces sont des dispositions secs, qui vont être lavées par les pluies et mélangé avec eux, augmentant l'acidité de ces pluies (Fatima et al, 2020). Les impacts des pluies acides sont multiples incluant la réduction de la fertilité du

sol et de sa flore microbienne, le déclin de la productivité agricole, l'accroissement de l'acidité des cours d'eau ce qui entraîne : un déclin de la biodiversité aquatique et modification de la dynamique spécifique de ces écosystèmes (Singh et Agrawal, 2008).

Les blessures foliaires peuvent être également liées aux pluies acides, notamment avec blanchissement ou des lésions nécrotiques brunes, le degré des blessures dépend de la durée d'exposition aux pluies acides et l'acidité elle-même (Nouchi, 1993).



Image 2 : impact des pluies acides sur les feuilles.

5.1.3. Impact sur la pollinisation :

La pollution atmosphérique perturbe la synchronisation phénologique de la dynamique plante-pollinisateur. La présence des polluants atmosphériques risque d'altérer ce cycle (Figure2) et sa durée. Ainsi que les caractéristiques physiologiques des fleurs, affectant la stimulation visuelle et olfactive du pollinisateur, où la perception, la détection, la mémorisation et la destination envers la fleur sont également impactés (Duque et Dewenter, 2024). Au niveau de l'insecte, la présence des polluants atmosphériques affecte la cognition des abeilles avec moins d'extension du proboscis chez les abeilles exposées aux polluants, ce qui impact le mécanisme de la pollinisation (Leonard et al, 2019). Cela se traduit donc par la réduction de la pollinisation et du nombre des fleurs 'visitées' dans les zones où l'air est pollué (Ryalls et al, 2022).

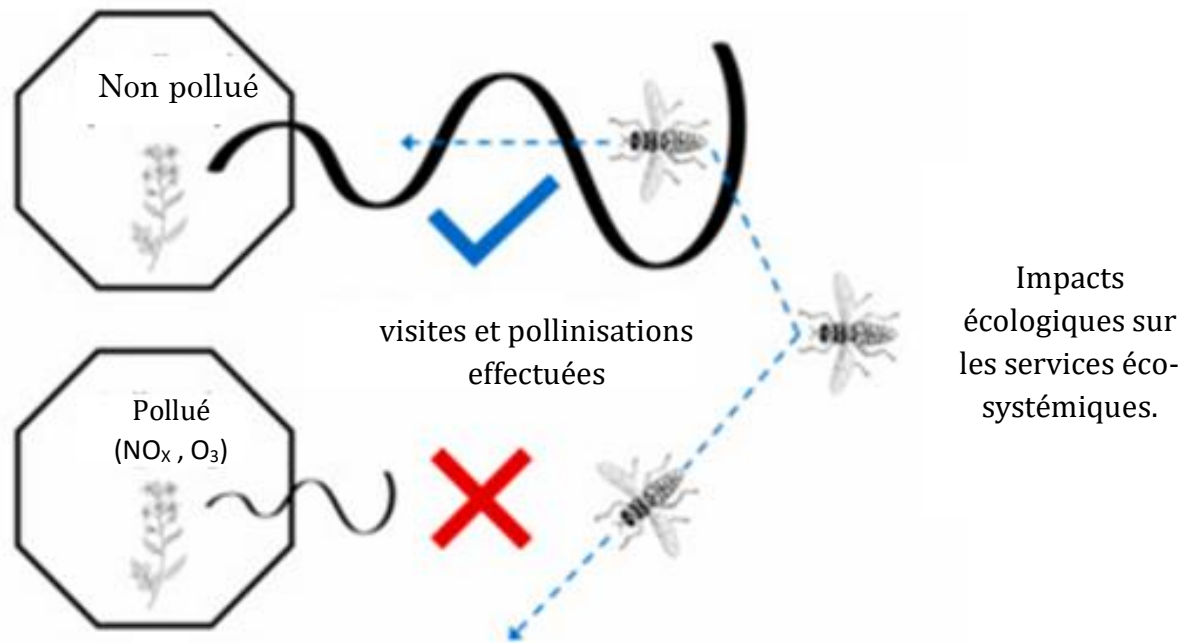


Figure 2 : L'impact de la pollution atmosphérique sur la dynamique plante-pollinisateur (Duque et Dewenter, 2024).

5.1.4. Impact sur la biodiversité :

La pollution atmosphérique a un impact significatif sur la biodiversité, sur les animaux terrestre et aquatiques. Cet impact peut être directe par inhalation ou indirecte via la chaîne trophique ou changement d'habitat par acidification de l'eau pour les animaux aquatiques. Il se manifeste soit d'une façon aiguë par la mortalité, ou chronique par des morbidités, blessures, effets reproductifs, ou des changements éthologiques. Les impacts physiologiques 'mortalités, morbidité, bioaccumulation, altérations des taux d'accroissement...etc.' causent des altérations écologiques 'réduction de la population, densité, biodiversité spécifique, compétition...etc.' (Newman et al, 1992).

Les espèces végétales sont généralement plus affectées par la pollution atmosphérique touchant environ 398 des végétaux supérieurs, 305 sont des champignons et 238 sont des lichens. La sensibilité est particulièrement accrue chez les végétaux inférieurs tels que les lichens, les champignons et les bryophytes. Cette pollution entraîne une réduction des effectifs pour la majorité des espèces, une homogénéisation des communautés et une diminution générale de la biodiversité, avec une modification des

interactions, des activités physiologiques et des habitats (Dudley et Stolon, 1996).

Mishra et Sahu (2021) ont confirmé ces effets d'une manière expérimentale, montrant que les sites pollués se caractérisent par une réduction de la biomasse herbacée et de l'hétérogénéité spécifique. En outre, les individus trouvés dans les sites pollués présentent des blessures foliaires et décolorations attribuées à la pollution atmosphérique.

5.1.5. Blessures foliaires :

Le terme de blessure foliaire visible désigne toute forme d'altération morphologique observée au niveau de la feuille, exprimé en pourcentage de la surface de feuilles affecté par des nécroses, des chloroses, ou autres formes de décoloration (Heath, 1980). Les feuilles touchées par la pollution atmosphérique en SO₂ présentent des blessures foliaires, accompagnées d'une diminution de leur pH et d'une augmentation de la synthèse du phénol et son accumulation formant les taches foncées observées sur les feuilles (Pawar et al, 2010). La pollution en ozone est liée à l'apparition des blessures foliaires, les symptômes varient des décolorations brunes, noirâtres, mauves, jaune-pâles, et chloroses en fonction de l'espèce concernée (Feng et al, 2014).

La pollution issue de trafic routier a été confirmée pour augmenter les blessures observées, avec l'apparition des pigmentations, des chloroses et des nécroses foliaires, avec altération de la morphologie des feuilles en termes de dimensions notamment le ratio longueur/largeur (Nandy et al, 2014).

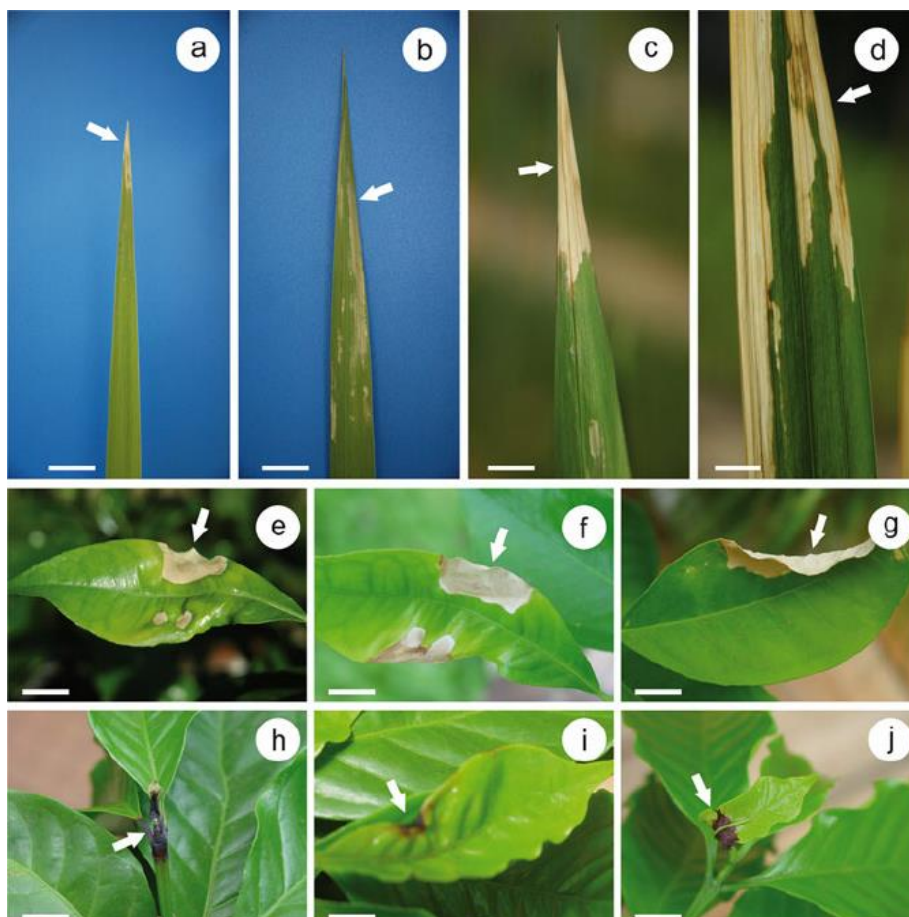


Image 3 : Quelques formes des blessures foliaires (Mesquita et al, 2011).

5.1.6. Impact de la pollution atmosphérique sur l'agriculture :

L'impact de la pollution atmosphérique sur l'agriculture se manifeste par la réduction du rendement, l' O_3 a été susceptible de réduire les rendements de coton, riz, et du blé selon Mahmood et al (2020), la réduction des rendements globales annuelles peut être estimé 12,4% pour le soja, 7,1% le blé, 6.1% le maïs, et le riz 4,4% (Mills et al, 2018). La pollution atmosphérique peut être responsable de la réduction de la productivité agricole plus que le changement climatique, avec un impacte sur la physiologie des espèces agricoles en influençant l'exposition, l'accès aux ressources hydrique, et réduction de la luminosité (Sillmann et al 2021). Le facteur de la productivité –agricole- totale (TFP) est utilisé pour évaluer la performance d'un système agricole et sa durabilité (Melfou et al, 2007), la pollution atmosphérique peut réduire les valeurs TFP mondiale avec 0,104% et 0,207% pour des augmentations de 1% des $PM_{2,5}$ et O_3 respectivement (Dong et Wang, 2023).

5.2. Impact sur la santé humaine :

5.2.1. Décès :

La pollution atmosphérique figure parmi les causes principales de décès. Selon le Global Burden of Disease (2019), parmi 87 facteurs de risque de mortalité considérés dans 204 pays, la pollution atmosphérique a été classée comme quatrième facteur de risque de mortalité, représentant 11,3% (2,92 millions) chez les femmes et 12,2% (3,75 millions) des décès des hommes (Murray et al, 2020).

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a estimé dans son guide sur la santé et l'environnement publié en 2022 que la pollution de l'air ambiant était responsable de 4,2 millions de décès et la pollution de l'air intérieur des habitations de 3,8 millions de décès, totalisant ainsi 8 millions de décès au niveau mondial (OMS, 2022). Les données de l'OMS en 2019 (Figure 3) indiquent qu'en Algérie, environ 17 295 décès étaient dus à la pollution de l'air ambiant et 667 décès à la pollution intérieure (OMS-OSM).

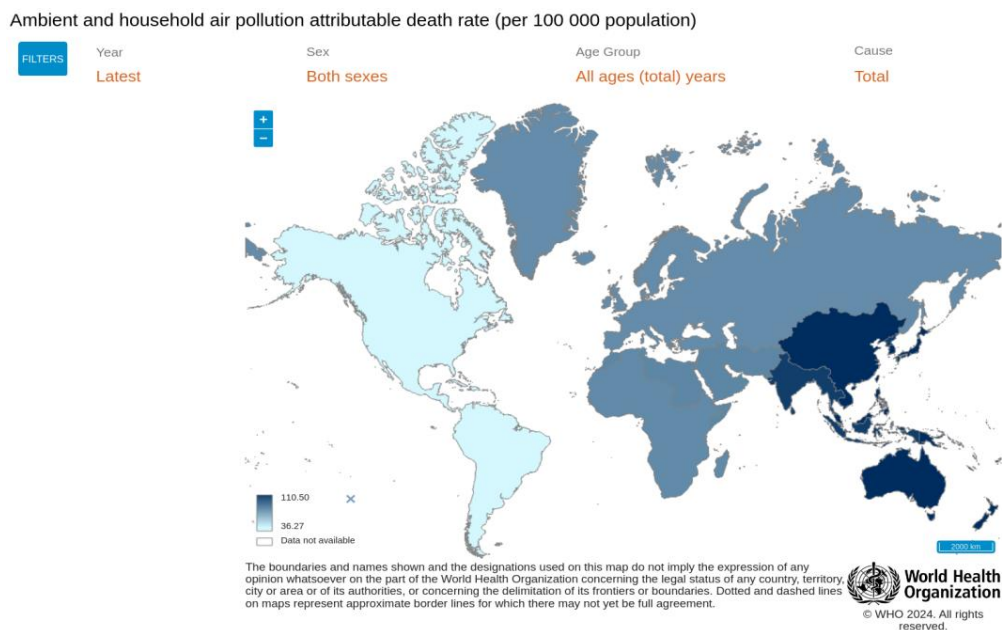


Figure 3 : Carte des décès attribué à la pollution atmosphériques par 100 000 personnes en 2019 (via OMS-OSM).

5.2.2. Morbidités :

La pollution atmosphérique est également associée à de nombreuses morbidités, notamment son impact cardiovasculaire (Bourdrel et al, 2017). Elle est liée aux inflammations pulmonaires, des arythmies, des cardiopathies ischémiques et d'autres

cardiomyopathies, entre autres (Meo et Suraya, 2015). La pollution de l'air affecte également la santé de la peau, étant associée à la formation de radicaux libres, à des inflammations et à l'altération de la microflore cutanée (Mancebo et Wang, 2015).

La pollution atmosphérique et son lien avec la santé mentale a été également abordé dans la littérature. Les études ont identifié un lien entre la pollution de l'air et les maladies mentales, qui se manifeste par la corrélation de l'augmentation des hospitalisations psychiatriques avec les concentrations élevées des polluants atmosphériques, le développement ou l'aggravation des symptômes des maladies telles que la schizophrénie, la dépression, l'anxiété, les troubles de l'attention et l'autisme. Hypothétiquement attribuées à la neurotoxicité et les perturbations hormonales (Buoli et al, 2018). Cependant, cet impact n'est pas universel mais hétérogène selon le niveau d'éducation, le revenu et la situation socio-économiques, affectant particulièrement les pays développés où les individus sont souvent plus conscients des enjeux environnementaux (Hu et al, 2021).

En Algérie, parmi la littérature disponible sur l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique on note Nejjari et al (2003), qui référencent une enquête menée entre 1990 et 1991 sur 600 travailleurs a révélé une prévalence beaucoup plus élevée de bronchite chronique chez les travailleurs de l'industrie sidérurgique et de l'industrie des engrais phosphatés et azotés (10,3%) par rapport aux sujets témoins travaillant dans des milieux non industriels (3,4%). À Annaba, où la population est exposée aux émissions atmosphériques du complexe sidérurgique d'El Hadjar et de l'usine chimique Asmidal des engrais phosphatés et azotés, le nombre d'asthmatiques est estimé à 50 000, dont 42% ont été hospitalisés au moins une fois.

En 2009, une étude sur l'impact de l'industrie cimentière sur les individus exposés à ces émissions a témoigné une altération des paramètres sanguins chez eux, associée à la pollution atmosphérique (Aouimeur et al, 2009). L'impact de la pollution par les métaux lourds, notamment le plomb, sur le faible poids de naissance a également été abordé, avec une association entre l'exposition au tabac et aux polluants atmosphériques et le risque de faible poids de naissance (Moussaoui, 2020).

6. Mesure de la pollution atmosphérique :

6.1. Méthodes de mesure de la pollution atmosphérique :

L'évaluation de la pollution atmosphérique permet la caractérisation de la qualité de l'air et la mise en place des stratégies de lutte contre le phénomène à travers la compréhension du comportement des différents polluants et leurs caractéristiques 'leurs sources, leur chimie et leurs tendances spatio-temporelle' (Sokhi et al, 2022), de globaliser l'estimation de l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé humaine dans différentes circonstances environnementale et socioéconomiques, d'effectuer les analyses épidémiologiques impliquées. Pour la mise en place des standards de qualité de l'air permettant la prise de décision au niveau des politiques de la santé publique et de l'environnement (Figure4) (OMS ,2021).

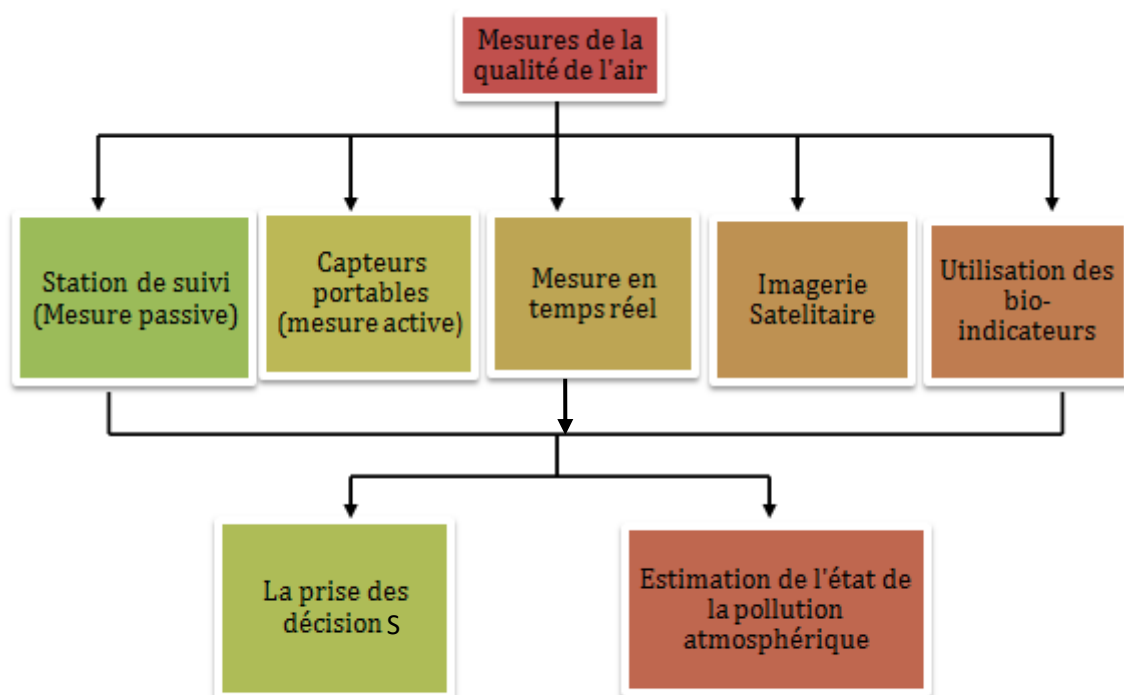


Figure 4: méthodes de la mesure de la pollution atmosphérique et leur intérêt

6.1.1. Echantillonnage actif et l'échantillonnage passif :

L'échantillonnage actif et passif de l'air sont des méthodes communes et vaguement utilisées. Elles reposent sur l'extraction d'échantillon d'air, son prétraitement, sa séparation, et la détection des différents polluants afin de déterminer leurs concentrations et comportement. L'échantillonnage actif permet d'obtenir des données continues en temps réduit dans un site fixe. L'échantillonnage passif en revanche, repose sur l'utilisation des différents outils de taille réduite et moins coûteux donnant une flexibilité d'observation et plus de résolution spatiale, où des appareils peuvent être portables sur des sacs à dos ou attaché aux véhicules permettant d'effectuer des mesures dans des points géo-référencés, simulant le mouvement de la population (Xie et al, 2017; Huang et al, 2018).

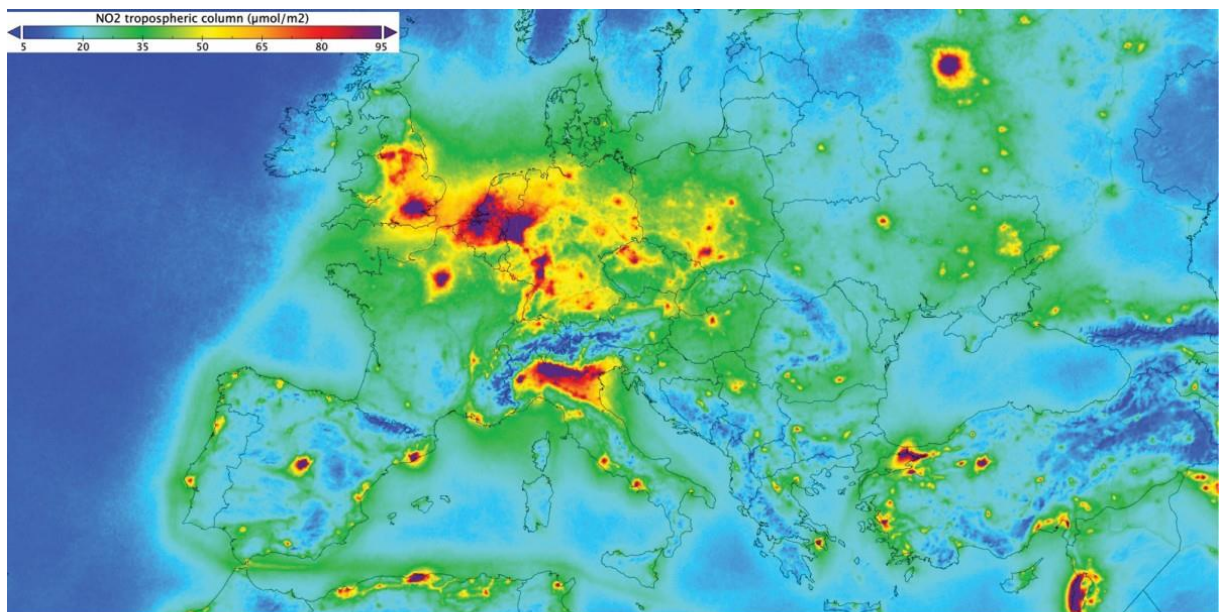
6.1.2. Mesure en temps réel :

Les mesures en temps réel permettent l'accès à la mesure de qualité de l'air à un instant particulier considéré afin d'analyser et d'identifier les concentrations des polluants dans une échelle spatio-temporelle importante. Ces mesures peuvent être utilisées pour l'analyse et l'évaluation des sites, et établissement des cartes de pollution, permettant au public d'accéder aux informations concernant leur milieu ambiant pour des fins de sensibilisation (Devarakonda et al, 2013)

Ce type de mesure repose sur la collecte des données de la qualité de l'air ambiant et l'air à l'intérieur des habitations (90% du temps à l'intérieur), de nombreux auteurs proposent de différents systèmes de suivi des concentrations de polluants atmosphériques (Benammar et al, 2018). Cependant, la majorité des systèmes de mesures sont basés sur un module IoT, formé d'un ensemble d'appareils interconnectés et qui échangent des données sans intervention humaine, reposant donc sur un capteur/appareil, la connectivité, le traitement des données et l'interface de l'utilisateur (Moharana et al, 2020)

6.1.3. Mesure par imagerie satellitaire :

L'utilisation des satellites permet d'optimiser les localisations et les points de surveillance de la qualité de l'air. L'imagerie satellitaire permet d'obtenir un recouvrement spatial plus important à l'échelle régionale ou globale, de détecter les pics de concentration des polluants ainsi que le gradient et les mouvements de ceux-ci. Les résultats sont précis et représentatifs en comparaison avec les points de surveillance classiques (Yu et al, 2018).



According to the Air Quality in Europe report published in 2018 by the European Environment Agency (EEA), 19 EU Member States recorded nitrogen dioxide concentration above the annual permissible limit. Imagery from Sentinel-5P

Figure 5: Carte de la pollution atmosphérique en NO₂ en 2018 par imagerie satellitaire.

6.1.4. Utilisation des bio-indicateurs :

L'utilisation des bio-indicateurs est une approche efficace et moins coûteuse, elle repose sur l'utilisation des plantes ou des animaux et leurs capacité à exprimer des changements ou réponses aux fluctuations des polluants atmosphériques. Ils permettent de témoigner d'une exposition brève aux pollutions durant des heures, des jours, ou quelques semaines. Ou des changements ou effets sur une durée prolongée liée à une exposition chronique aux polluants, reflétant une accumulation de l'impact des polluants aux systèmes biologiques, durant des mois, années et même des décennies (Takano et al, 2024).

I. Types des bio-indicateurs :

I.1. Lichens :

Les lichens ont été utilisés en bio-indication depuis 1966 grâce à leur sensibilité aux différents facteurs environnementaux. De nombreux paramètres physiologiques sont utilisés pour évaluer l'impact des dégradations de l'environnement sur les lichens. Notamment la photosynthèse, la teneur en chlorophylle et sa dégradation, réduction en ATP et variation de la respiration... etc. La méthode de mesure repose donc sur l'évaluation périodique des variations physiologiques, changement morphologiques, ou évaluation de la bioaccumulation au niveau des thalles. (Conti et Cecchetti, 2001)

L'indice de la pureté atmosphérique 'IPA' repose sur le fait que les changements au niveau des communautés des lichens est en corrélation avec les changements de la pollution atmosphérique. Il permet donc d'évaluer le niveau de la pureté atmosphérique qui est basé sur la fréquence, le nombre, et la tolérance des lichens présents au site considéré. La formule la plus utilisée étant $IAP = \sum Fi$ (avec Fi fréquence de chaque espèce par maille). Ayant 97% de précision, le résultat obtenu appartient à une des classes exprimées ci-dessous pour être interprétés (Conti et Cecchetti, 2001) :

Classe A : $0 \leq IAP \leq 12,5$ très forte pollution

Classe B : $12.5 \leq IAP \leq 25$ forte pollution

Classe C : $25 < IAP \leq 37.5$ pollution modérée

Classe D : $37.5 < IAP \leq 50$ faible pollution

Classe E : $IAP > 50$ très faible pollution



Image 5 : *Xanthoria parietina*, lichen épiphytes utilisé pour la bio-indication de la pollution atmosphérique.

I.2. Mousses :

La surveillance de la pollution atmosphérique en utilisant les mousses c'est développée considérablement depuis les années 1970s (Bargali, 2016). Grâce à leur dépendance à l'atmosphère et leur capacité d'accumulation, sont utilisés comme bio-indicateurs passifs de l'accumulation des éléments toxiques issus de l'air. Généralement par analyses des pourcentages des éléments présents dans ces bryophytes (Bargali, 2016; Barandovski et al, 2024). L'utilisation généralement se fait soit par transplantation, ou utilisation des mousses indigènes ou en croissance. Ces méthodes permettent de définir les points chauds de pollution, la distribution spatiale des polluants ainsi que les changements de cette dernière (Takano et al, 2024).



Image 6 : *Funaria hygrometrica*, une mousse utilisée pour la bio-indication de la pollution atmosphérique.

I.3. Végétaux supérieurs :

La variabilité, la distribution spatiale et les différents comportements des végétaux supérieurs par rapport aux facteurs environnementaux, y compris les polluants atmosphériques, justifient leur usage comme bio-indicateurs, même si moins précis par rapport aux lichens et mousses (Takano et al, 2024).

La bio-indication en utilisant les végétaux supérieurs repose généralement sur l'observation des feuilles, étant le premier organe ayant contact avec les polluants. La blessure visible des feuilles est ainsi définie, reposant sur la gravité, l'incidence et l'indice de blessure des feuilles (LII). En plus de ça, on observe également les changements de la biochimie et la physiologie des cellules en réponse à la pollution atmosphérique, ainsi que les changements en biomasse. On définit une bio-surveillance active, basée sur la transplantation des espèces dans un site d'étude et l'observation des changements au cours d'une période donnée, et la bio-surveillance passive qui observe les accumulations en métaux lourds (Nakazato et al, 2018).

Les végétaux expriment des comportements variés vis-à-vis des polluants, permettant ainsi de diversifier les observations obtenues, à titre d'exemple, *Nicotiana tabacum L* et *Trifolium repens L* sont utilisés comme bio indicateur d'ozone, *Lactuca sativa L* indicateurs des éléments traces dont les résultats sont en corrélation avec ceux obtenus par les appareils de mesure en terme de présence et concentration des polluants (Nali et al, 2004). L'utilisation des conifères par analyse de ces aiguilles est également une détermination de la présence des éléments traces (Korčeková et al, 2015).

II. Parties végétales utilisées en bio-indication :

II.1. Feuilles :

L'utilisation des feuilles en bio-indication permet d'effectuer des analyses élémentaires par spectrométrie pour identifier les éléments trouvés au niveau de ses tissus (Molnár et al, 2020) et l'analyse quantitative des changements de leurs pigments photosynthétiques en réponse aux différents polluants (Tripathi et Gautam, 2007). Dans les sites pollués le taux de la chlorophylle est souvent réduit (Shingade et al, 2018) causé par le remplacement des ions Mg^{++} par deux atomes d'hydrogène pour la chlorophylle *a*, et suppression d'un groupement phénol pour la chlorophylle *b* (Tripathi et Gautam, 2007; Joshi et Swami, 2009).

Les stomates sont également utilisés. Les analyses histologiques et anatomiques permettent d'observer que les polluants atmosphériques, notamment O_3 affectent les stomates, étant les premières parties du tissu foliaire ayant contact avec les polluants atmosphériques et régulateurs des échanges gazeux entre l'organisme et son environnement ambiant. La pollution atmosphérique altère la distribution et la morphologie des stomates (Cozea et al, 2018), manifesté souvent par une augmentation de

leurs densité, leur déformation et réduction de leur taille (Dimitrova et Yurukova, 2005; Verma et Singh ,2006).

On définit également l'indice stomatique (I_s) exprimé $I_s = (S / E + S) \times 100$ (dont S : nombre de stomates par unité de surface et E : nombre de cellules épidermiques sur la même unité de surface). La densité stomatique (D_s) se définit par la moyenne des dénombrements effectués par unité de surface en mm^2 (Diop et al, 2008).

II.2. Ecorce des arbres :

L'écorce est utilisée en bio-indication des polluants atmosphériques par sa partie morte qui retient les éléments en contact avec celle-ci. La capacité de captage est dépendante de l'espèce en question, la porosité, et la présence des fissures au niveau de l'écorce (Maihara et al, 2021). Pour certaines espèces, même si différents, la présence des métaux lourds reste plus importante dans les écorces des zones polluées (Alatou et Sahli, 2019). En plus des métaux lourds, les écorces sont également utilisés pour la bio-indication des polluants organiques grâce à la présence des lipides qui permettent l'accumulation de ses polluants et d'autres polluants inorganiques tel que SO_2 par analyse de l'acidification de l'écorce (Chrabąszcz et Mróz, 2017).

III. Indice de la Tolérance à la Pollution Atmosphérique (ITPA) :

L'indice de la Tolérance à la Pollution Atmosphérique (ITPA), traduit de l'anglais (Air Pollution Tolerance Index ; APTA), est une valeur empirique composée de quatre paramètres biochimiques notamment la teneur en acide ascorbique, la teneur en chlorophylle, la teneur relative en eau, et le pH indiquant la tolérance des plantes envers la pollution atmosphérique, développée par Singh et Rao (1983) et calculée par la formule suivante :

$$ATPA = \frac{A(T + P) + R}{10}$$

Dont :

A : La teneur en acide ascorbique (mg/g).

T : La teneur en chlorophylle (mg/g).

P : Le pH de l'extrait des feuilles.

R : La teneur relative en eau (%).

L'acide ascorbique est un antioxydant influençant la résistance des plantes à de nombreux facteurs environnementaux, y compris la pollution atmosphérique en protégeant les enzymes impliqués dans la photosynthèse contre l'inactivation. L'activité de l'acide ascorbique est dépendante du pH, dont sa teneur est diminuée sous un pH faible, ce qui attribue plus de sensibilité à la pollution atmosphérique avec des valeurs de pH faibles.

La teneur relative en eau est associée avec la perméabilité des cellules qui peut causer la perte d'eau et des nutriments dissouts, causant une sénescence prématurée des feuilles. La teneur en chlorophylle signifie l'activité photosynthétique de la plante, sa croissance et le développement de la biomasse. Le stress, tel que la présence des polluants atmosphériques, peut engendrer des réactions photochimiques telles que l'oxydation, la réduction, et la formation de la phéophytine. Cela provoque des modifications morphologiques et physiologiques au niveau de la plante (Sharma et al, 2018).

Signh et Rao (1983) ont donc développé l'ITPA à partir des altérations biochimiques observées sur quatre paramètres touché par la pollution atmosphérique en se basant sur les travaux de Farooq et Beg, (1980), et Rao (1979) pour la teneur relative en eau, Keller et Schwager (1977) pour l'acide ascorbique, Bell et Mudd (1976) pour la teneur en chlorophylle, et Chaudhary and Rao (1977) pour le pH, afin de montrer le degré de susceptibilité des plantes à la pollution atmosphérique (Signh et al, 1991).

L'ITPA vise à apprécier la variabilité de la susceptibilité des plantes à la pollution atmosphérique et de distinguer les plantes sensibles des plantes tolérantes (Singh et al, 1991), il est utilisé dans de nombreuses applications et domaines de recherches telles que la surveillance et la bio-indication de la pollution atmosphérique et la planification des plantations urbaines (Panda et al, 2018).

6.2. Mesure de la pollution atmosphérique en Algérie :

La littérature disponible sur la thématique témoigne que de nombreux auteurs ont utilisé de diverses méthodes pour la mesure ou la détection de la pollution atmosphérique.

L'utilisation des bio-indicateurs et la plus commune du fait de sa simplicité, sa disponibilité et son cout relativement réduit (Takano et al, 2024) et ceci est observable dans les travaux algériens. Alioua et al (2008) ont étudié l'accumulation spatio-

temporelles du mercure dans la région de Azzaba en utilisant trois espèces des plantes supérieures *Olea europea*, *Cupressus sempervirens* et *Casuarina equisetifolia*, et deux lichens *Xanthoria parietina* et *Ceratonia siliqua* par transplantation pour étudier l'accumulation spatio-temporelles du mercure et la mises en évidence de la variation du taux d'accumulation entre ces espèces.

L'utilisation des lichens à été faite dans nombreux travaux tel que l'utilisation de *Xanthoria parietina* pour mesurer la bioaccumulation des hydrocarbures dans le pole électrochimique de Skikda et déterminer leurs concentrations (Fadel et al, 2009). L'indice de la pureté atmosphérique (IPA) basé sur la diversité floristique des lichens en utilisant 39 espèces inventoriées pour classifier les stations de la wilaya de Skikda en fonction de son degré de pollution et pour la création d'une échelle de la résistance des espèces à la pollution de l'air (Fadel et al, 2012), L'IPA a été utilisé en Est d'Alger calculé à partir de 24 espèces inventoriées par les auteurs qui confirment encore l'association entre la répartition des espèces lichéneuses et la pollution atmosphérique et ont classé les espèces en fonction de leur résistance (Merabti et al, 2018). Ainsi que l'utilisation de *Xanthoria parietina* et *Funaria hygrometrica* transplantés dans deux stations à très forte pollution en SO₂ au niveau de la wilaya de Annaba jumelée avec les données obtenues à partir des stations de mesure et en étudiant des différents paramètres biologiques des espèces utilisées dont *Xanthoria parietina* a été confirmé d'avoir une capacité de bio-indication et bio-accumulation plus importante que *Funaria hygrometrica* (Maizi et al, 2010). Ghennam et al (2017) ont couplé l'indice de la pureté atmosphérique avec l'indice de l'impact humain pour démontrer les interactions entre eux, en utilisant la bio-indication avec le système de l'information géographique pour documenter la qualité de l'air.

D'autres végétaux ont été utilisé, tel que les mousses (*Bryum argenteum*) pour mesurer la pollution en plomb par transplantation (Omar et al, 2015) et les plantes supérieures, le rosier notamment les feuilles et le pollen, dont les paramètres étudiés étaient le potentiel hydrique des feuilles, la concentration de chlorophylle, le taux de germination, et la longueur des tubes polliniques affectés par la pollution atmosphérique enregistrée au niveau des stations de suivi, confirmant donc la possibilité de l'usage de *Rosa odorata* en bio-indication (Tlili et al, 2009). Les arbres, notamment *Eucalyptus cladocalyx* *Cupressus sempervirens* var. *fastigiata*, ont été également utilisé pour la bio-

indication de la pollution par les métaux lourds en utilisant les feuilles et les écorces (Alatou et Sahli, 2019).

Les méthodes non-biologiques, tel que les mesures sur place on été également employées, pour mesurer la pollution en plomb à Alger confirmant que la limite tolérée et recommandée par l’OMS est souvent dépassée, attribuée surtout au secteur routier (Boughedaoui, 2004) et le rapport des concentrations des polluants obtenues à partir du réseau de surveillance de la pollution atmosphérique à Annaba destinées aux études épidémiologiques (Fadel et al,2012). L’incorporation du système d’information géographique pour estimer les émissions polluantes issues du trafic routier dans l’ensemble de l’agglomération à Oran (Rahal et al, 2018).

La littérature disponible sur l’utilisation des bio-indicateurs pour l’analyse de la pollution atmosphérique en Algérie se résume comme suit (Tableau3) :

Tableau 3: Résumé de quelques études portées sur l’utilisation des bio-indicateurs pour l’estimation de la pollution atmosphérique en Algérie.

Auteur(s)	Titre	Espèce (s) utilisé
Fadel et al, 2005.	Bio-indication de la pollution atmosphérique par les hydrocarbures totaux du complexe pétrochimique de Skikda (nord-est algérien) à l’aide d’une espèce lichénique épiphyte <i>Xanthoria parietina</i> .	<i>Xanthoria parietina</i> .
Alioua et al, 2008.	Detection et Etude de la Pollution Mercurielle a L’aide des Bioindicateurs Dans la Region de Azzaba (Algerie Orientale)	<i>Olea europea</i> , <i>Cupressus sempervirens</i> , <i>Xanthoria parietina</i> , <i>Ceratonia siliqua</i> .
Tlili et al, 2009.	Effets de la pollution atmosphérique sur les feuilles et le pollen de <i>Rosa odorata</i> dans la région de Annaba (Confrontation avec les données de SAMA SAFIA)	<i>Rosa odorata</i> .
Fadel et al, 2011.	Essai d’une cartographie de la qualité de l’air d’une ville industrielle du nord-est algérien par	Espèces lichéniques (diversité).

	l'utilisation de la bio-indication lichénique.	
Maizi et al, 2012.	Jumelage des bio-indicateurs et d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air pour la détection de la pollution par le SO ₂ dans la région de Annaba (Algérie).	<i>Xanthoria parietina</i> , <i>Funaria hygrometrica</i> .
Khelil et al, 2015.	Effet de la pollution atmosphérique par les hydrocarbures sur le lichen <i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th (Teloschistaceae) dans la zone de Hassi Messaoud (Sahara septentrional algérien).	<i>Xanthoria parietina</i> .
Omar et al, 2015.	Bioaccumulation de la pollution plombique d'origine routière au moyen d'une mousse (<i>Bryum argenteum</i>) dans la ville de Tiaret (Algérie): classes de pollution et cartographie.	<i>Bryum argenteum</i> .
Merabti et al, 2018	Inventaire des lichens de la région Est d'Alger et leurs utilisations comme bio-indicateurs de la pollution atmosphérique	Espèces lichéneuses (diversité).
Alatou et Sahli, 2019.	Utilisations des feuilles et écorces des arbres d'un site contaminé et un site non-contaminé pour l'indication de la pollution métallique.	<i>Eucalyptus cladocalyx</i> , <i>Cupressus sempervirens</i> var. <i>fastigiata</i>
Boumakhle b et al, 2020.	Les lichens pour la bio-indication de la pollution atmosphérique : Résultats de la région du nord de l'Afrique	Espèces lichéneuses (diversité).
Belguidoum et al, 2022.	Biosurveillance de la pollution atmosphérique par la biodiversité lichénique dans la zone urbaine de Sétif, Algérie	Espèces lichéniques (diversité).

II. Synthèse écologique sur les espèces étudiées :

1. Laurier rose (*Nerium oleander* L) :



Image 6 : *N.oleander* dans le milieu urbain.

Selon la base des données de département de l'agriculture des états unis (DAEU), la classification est la suivante :

- **Règne :** Plantae
- **Sous-règne :** Tracheobionta
- **Super-division :** Spermatophyta
- **Division :** Magnoliophyta
- **Classe :** Magnoliopsida
- **Sous-Classe:** Asteridae
- **Ordre :** Gentianales
- **Famille :** Apocynaceae
- **Genre :** *Nerium* L.
- **Espèce :** *Nerium oleander* L.

Description botanique :

La nomenclature binominale *Nerium oleander* a été établie par Carl Von Linné, dont l'épithète 'oleander' dérive du Latin 'Olea' signifiant 'olivier' et du mot grec 'dendron' qui veut dire 'arbre ou arbustes', attribué à la ressemblance entre l'olivier et le laurier (Pagen, 1987).

Neirum oleander est un arbuste au branches lisses, avec des feuilles lancéolées étroites dans les deux bouts et dont les dimensions sont d'environ 10-15 x 1-2cm, coriaces épaisses, à nervure principale assez visible et un pétiole de 5 à 7,5cm de longueur. Les fleurs peuvent être roses, blanches, rouges, à pédoncule et un pédicelle poilus et une petite bractée et une corolle de 1,8cm de longueur, poilu à l'intérieur et étroite, formée de cinq pétales tordues avec des extrémités rondes, le stigmate est divisé en deux lobes et le fruit a les dimensions suivantes 12-20cm x 7mm. *N.oleander* est Caractérisé par ses propriétés pharmacologiques ainsi que sa toxicité (Al-Snafi, 2020).

Ecologie de l'espèce :

Selon Hammiche et al (2013) *Nerium Oleander* est originaire du bassin méditerranéen. Or, Ebrahimi et al (2018) ajoutent le subcontinent indo-pakistanaïse comme possible région d'origine à partir de laquelle *N.oleander* s'est distribué dans d'autres régions géographiques.

Le laurier est adapté à la sécheresse et croît à l'état spontané dans les zones tempérées du globe. Au Sahara il se trouve dans les bords des points d'eau et au niveau des nappes ou il indique la présence d'eau à faible profondeur (Hammiche et al, 2013). Le nom 'Nerium' vient du mot grec qui veut dire 'humide' indiquant ainsi son association avec les zones humides (Ayouaz et al, 2023). *N.oleander* est souvent cultivé et transplanté (Ebrahimi et al, 2018) tant qu'une plante ornementale trouvée dans les espaces verts, les jardins, et à côté des routes (Ayouaz et al, 2023).

Comportement de l'espèce avec la pollution atmosphérique :

Nerium oleander est considéré pour la bio-surveillance de la pollution atmosphérique notamment en métaux lourds due à sa capacité de bioaccumulation (Aksoy et Öztürk, 1997; Espinosa et Oliva, 2006), les feuilles de cette plante peuvent servir également pour la

bio-indication des hydrocarbures aromatiques polycycliques en déterminant leur concentration (Culotta et al, 2005). En termes de la tolérance à la pollution atmosphérique, *Nerium oleander* est considéré comme « faiblement tolérante » ou « sensible » (Geetha et Raja, 2023) à moyennement sensible (Zenna et al, 2019).

2. Gommier bleu (*Eucalyptus globulus*) :



Image 7 : *E.globulus* dans un milieu urbain

La classification à partir de la base des données de département de l'agriculture des états unis (DAEU) :

- **Règne :** Plantae
- **Sous-règne :** Tracheobionta
- **Superdivision :** Spermatophyta
- **Division :** Magnoliophyta
- **Classe :** Magnoliopsida
- **Sous-classe :** Rosidae
- **Ordre :** Myrtales

- **Famille :** Myrtaceae
- **Genre :** Eucalyptus
- **Espèce :** *Eucalyptus globulus*

Description botanique :

L'*eucalyptus globulus* fait partie du genre *eucalyptus* qui appartient à la famille des myrtacées et inclut plus de 500 espèces dont la majorité est endémique à l'Australie (Teketay, 2000).

Eucalyptus globulus est un arbre sempervirent d'une taille moyenne mais pouvant atteindre jusqu'à 70m d'hauteur et un diamètre entre 1 à 2m. Le tronc est droit, formant une nouvelle couche d'écorce annuellement augmentant ainsi le diamètre du tronc. Le système racinaire pivotant peut atteindre jusqu'à 3m, la fleur est caractérisée par de nombreux étamines blancs au lieu des pétales visibles, et le fruit apparaît en automne et en hiver sous forme d'une capsule boisée.

L'*eucalyptus globulus* est utilisé dans la médecine traditionnelle australienne par les aborigènes pour le traitement des blessures, des infections fongiques et pour réduire la fièvre et la médecine chinoise, grecque, européenne et ayurvédique. La littérature moderne reconnaît le potentiel pharmaceutique des huiles essentielles de cette espèce notamment pour le traitement des toux et difficultés respiratoires ainsi que ses activités antibactériennes, antivirales, anti-inflammatoires, anti-oxydantes...etc. (Hayat et al, 2015).

Ecologie de l'espèce :

Le gommier bleu généralement croît dans les climats méditerranéens dont la saison humide est en hiver, mais il se trouve également dans les régions avec des climats dont la saison humide est en été tel que l'Argentine et l'Éthiopie (Burns, 1990). Les températures varient entre 3-22 à 21-40°C mais jamais inférieure à -5°C, les précipitations annuelles moyennes varient de 250 à 2500 mm et supportent une grande variété des sols avec des ressources en eau limitées, capable de supporter les sols acides avec un optimum de pH variant entre 5,5 à 6,5 (Hayat et al, 2015).

Comportement de l'espèce face à la pollution atmosphérique :

Face aux polluants atmosphériques, les espèces d'*Eucalyptus* adjacents aux villes industrielles risquent l'apparition des blessures foliaires et la réduction des pigments

photosynthétiques (Azzazy, 2016). L'altération de l'accroissement foliaire, la physiologie 'pigments', et les caractéristiques anatomiques de *Eucalyptus globulus* causée par les émissions atmosphérique et son potentiel à utilisé en bio-indication a été démontré par El-Khatib et al (2016). Cependant, *Eucalyptus globulus* est considéré comme l'espèce d'eucalyptus 'hyper résistante' à l'ozone (Monk et Murray, 1995). En terme des métaux lourds, *E.globulus* est utilisé en phyto-épuration des métaux lourds grâce à sa capacité de tolérance aux métaux lourds, cet espèce stocke les métaux dans les racines ce qui justifie leurs usage pour la bio-surveillance de la pollution de l'air par les métaux tel que le Cadmium, le Plomb et le cuivre (El-Khatib et al, 2020).

3. Harmal / rue sauvage (*Peganum Harmala*) :



Image 9 : une plante de *P.harmala*.

La classification obtenue à partir de la base des données de département d'agriculture des états unis (DAEU) :

- **Règne** : Plantae
- **Sous règn:** Tracheobionta
- **Super division:** Spermatophyta
- **Division:** Magnoliophyta
- **Classe** : Magnoliopsida
- **Sous-classe** : Rosidae

- **Ordre :** Sapindales
- **Famille :** Zygophyllaceae
- **Genre :** Peganum
- **Espèce :** *peganum harmala*

Description botanique :

Le *peganum harmala* L est une pérenne, il s'agit d'un arbuste de 0,3 à 0,8m de hauteur avec des racines qui peuvent atteindre jusqu'à 5-6m de profondeur dans les sols xériques, les feuilles sont arrangées d'une façon alternative sur des rameaux rigides. Les fleurs apparaissent à la fin du printemps entre avril et juin, le fruit est sec et déhiscent sous forme d'une capsule constituée par trois carpelles et contient environ 50 graines, une plante mature peut produire entre 1000 et 25000 graines par an (Nedjmi, 2019).

Ecologie de l'espèce :

P.harmala une plante indigène de l'Est de la région méditerranéenne et croît spontanément dans les conditions semi-aride et elle est utilisée comme une plante médicinale pour la phytothérapie traditionnelle et la pharmacie moderne, ainsi que d'autres usages culturels et spirituels (Moloudizargari et al, 2013).

Comportement de l'espèce avec la pollution atmosphérique :

La littérature disponible sur la tolérance de l'espèce avec la pollution atmosphérique est limitée. Cependant d'autres facteurs ont été explorés, la tolérance aux métaux lourds a été étudiée, dont la germination de *P.harmala* est susceptible d'être plus tolérante à quelques éléments (Zn) que d'autres (Cd) (Nedjmi, 2019), et capable de survivre dans des milieux pollués en Ni et Cu, mais il n'est pas hyper-accumulateur de ces éléments, ce qui justifie leur potentiel utilisation pour le contrôle d'érosion dans ces sites pour la fixation des sols (Lu et al, 2009). *Peganum harmala* est influencé par la température, la luminosité, la salinité et la sécheresse, avec une adaptation à la sécheresse et une moindre toxicité à la salinité neutre que la salinité alcaline, selon Li et al (2023). D'autres auteurs ont trouvé que l'espèce est capable de se récupérer rapidement après un déficit hydrique léger, influencée par la durée du stress, ce qui explique sa capacité de survivre dans les climats arides (Abbott et al, 2008).

4. Le jujubier (*Zizyphus lotus*) :



Image 10 : une plante de *Z.lotus*.

La classification est obtenue à partir de la base de données de département de l'Agriculture des états unis (DAEU) :

- **Règne** : Plantae
- **Sous règne** : Tracheobionta
- **Super division** : Spermatophyta
- **Division** : Magnoliophyta
- **Classe** : Magnoliophyta
- **Sous-Classe** : Rosidae
- **Ordre** : Rhamnales
- **Famille** : Rhamnaceae
- **Genre** : *Zizyphus*
- **Espèce** : *Zizyphus lotus*

Description botanique :

Zizyphus lotus est une plante frutescente très ramifiée avec une hauteur entre 1,3 à 2,2 m, avec des rameaux blancs grisâtres recourbés vers le bas et couverts par des épines par paires droites ou recourbées. Les feuilles du jujubier sont des petites feuilles faiblement rigides, glabres et obtuses, crénelées, et à trois nervures de 7-9mm de large et 9-

13mm de long et avec un pétiole court. Les fleurs sont soit solitaires ou groupées avec un pédicelle unique et court, avec un calice en forme d'entonnoir. La corolle est petite et formé de cinq pétales avec cinq étamines et deux styles courts. Les fruits sont des drupes petites et rondes et recouverts d'une pulpe semi-charnue riche en sucre et s'assèche vite (Ghedira, 2013).

Ecologie de l'espèce :

Le jujubier croît généralement dans les régions aride et semi-arides et se trouve dans différents pays asiatiques (Chine, Iran, Corée du sud) et européens (Chypre, Espagne, Grèce, Italie). En Afrique *Zizyphus lotus* est fréquent dans la région méditerranéenne notamment en Algérie, le Maroc, la Tunisie et la Lybie. Le jujubier est utilisé comme plante médicinale dans la phytothérapie traditionnelle et ses fruits sont consommés par les populations locales, les activités pharmacologiques de *Z.lotus* sont confirmé par de nombreux études (Abdoul-Azize, 2016).

Comportement de l'espèce à la pollution atmosphérique :

Zizyphus lotus est considéré tolérante à la pollution atmosphérique et la sécheresse grâce à sa capacité d'adaptation morphologique et anatomique qui réduit l'apparition des blessures foliaires et la perte de la teneur en eau selon El-Soul et al (2017), le jujubier est également susceptible d'accumuler les métaux lourds à partir du sol ce qui lui donne un potentiel usage en bio-indication (Zheng et al, 2018).

Chapitre II:

Matériel et Méthode

La wilaya de Laghouat s'étend sur deux domaines géologiques : l'Atlas saharien au Nord qui est formé par les monts de Amours et les monts de Ouled Nail, et la plateforme

Saharienne au Sud constituée par des plateaux sub-tabulaires (Hmada et Reg) présentant des structures, des positions et une nature des roches variées.

Les paysages géomorphologique de la wilaya de Laghouat sont typiques aux régions arides et sont caractérisés par :

2.1.Reliefs: On note trois formes de reliefs dans la wilaya de Laghouat :

- **Montagnes** : représentées par les monts du Djebel Amour avec des altitudes entre 800 et 1720 m.
- **Piémonts** : A largeur réduite, orientés d'Ouest en Est, se trouvent en bas de l'Atlas Saharien et aux vallées des oueds Dj'di, oued Atar et Oued M'zi.

1. **Surfaces subhorizontales** : Formées pratiquement d'un plateau plus ou moins ondulé dans les régions d'El Houita, Hassi Delaa et Hassi R'mel.

2.2. Hautes surfaces (Glacis et Terrasses) :

Ces reliefs se présentent sous forme de surface d'érosion en pente douce qui se développe dans les régions arides aux pieds des reliefs et représentent l'ensemble des glacis, des terrasses, des chenaux d'oueds alluvionnés et des zones d'épandages et de débordements.

2.3. Dépressions (Dayas) :

Les dayas sont des dépressions de fermées aux bords, à faible inclinaison et avec des formes grossièrement circulaires - des fois elliptiques - dont le diamètre peut dépasser quelques centaines de mètres. Les dayas sont caractérisées par la présence de *Pistacia atlantica* au sud de Laghouat où elles couvrent environs 2% de la surface des parcours.

3. Pédologie :

La région de Laghouat est marquée par trois grandes ensembles : les piémonts de l'Atlas Saharien, le plain alluvial d'Oued M'zi et le plateau à charge caillouteuse en surface. Les sols sont en générale à faible profondeurs, avec des roches mères à formations marneuses et calcaires qui se traduit par la forte teneur en sels solubles et en calcaire dans ces sols (Kaddouri, 2021).

Les sols marqués par une texture légère. Au sud, ces sols sont le plus souvent sableux et dunaires, qui deviennent encore plus légers et prennent des textures sableuse à sablo-

limoneuse. Les sols peu évolués d'apport alluvial proviennent d'Oued M'zi. Au Nord, dans les bas fonds, les sols sont plus structurés et plus lourds avec présence de proportions d'argile (Maghni, 2017).

4. Hydrographie :

Les ressources en eaux superficielles sont d'une faible importance liée à l'irrégularité des précipitations et à la forte évaporation, et sont majoritairement localisées dans l'Atlas Saharien.

Les principaux Oueds de la wilaya sont Oued M'zi, Oued Touil et Oued Medsous.

Le réseau hydraulique peut être résumé comme suit :

- 163 réservoirs : capacité de stockage 86 435 m³.
- 6 retenues collinaires : capacité de stockage de 4 432 Hm³.
- forages pour l'alimentation en eau potable des populations sont 2 462 L/s, pour les besoins industriels et agricoles, 206 L/s et 6 044 L/s respectivement.
- Les sources nappes d'eaux totalisant une capacité de 4.93 Hm³ (acc, 2024).

5. Climat et bioclimat :

L'étude bioclimatique d'Amrani (2021) utilise les données d'ONM enregistrées entre 2005 et 2014 à Laghouat et Aflou :

La wilaya de Laghouat se situe dans deux grandes zones climatiques, la partie Nord de la wilaya est dans la zone climatique méditerranéenne alors que la partie sud dans la zone climatique désertique.

5.1. Températures :

Le mois de janvier est le plus froid dans la wilaya, les températures sont comprises entre +2,3°C et 1,48°C à Laghouat. Par contre juillet est le mois le plus chaud avec des moyennes de températures maximales (M) allant de 34,37°C à Aflou à 39,74°C à Laghouat. La moyenne de la température annuelle est 13,42°C à Aflou et 18,83°C à Laghouat.

5.2. Précipitations :

La moyenne des précipitations entre 2005 et 2014 varie de 324,38 mm pour Aflou à 163,05 mm pour Laghouat, avec une diminution accentuée des précipitations attribuée à la

sécheresse qui dure parfois de plusieurs années consécutives, avec une diminution moyenne de 7 à 14% à Laghouat et 5 à 7% à Aflou. La variabilité annuelle des précipitations annuelle est importante, estimée à 25% pour Aflou et 38% pour Laghouat.

La période pluvieuse dans la wilaya est de septembre à mars avec un maximum pluviométrique est observé pendant l'automne durant le mois de septembre pour Laghouat (30,54 mm) et en printemps en avril à Aflou (44,59 et 36,66 mm), et un minimum au cours de la période estivale.

5.3. Régime saisonniers :

Une altération de régimes saisonnier entre le début et la fin du siècle au niveau de la région d'Aflou, qui s'est changé trois fois; la première étant Automne, Printemps, Hiver, Eté, tandis que, la deuxième séquence est de type Printemps, Hiver, Automne, Eté et La troisième et de type Printemps, Automne, Hiver, Eté.

Cependant, à Laghouat le régime saisonnier n'a subi aucun changement, le régime est de type Automne, Printemps, Hiver, Eté

5.4. Paramètres bioclimatiques :

- a. Indice de De Martone :** L'indice de De Martone indique un climat subaride pour les deux régions qui n'a pas changer depuis 1913.
- b. La saison sèche :** La saison sèche diffère entre Aflou et Laghouat avec une durée de 4 mois et demie pour la première et 12 mois pour la deuxième.

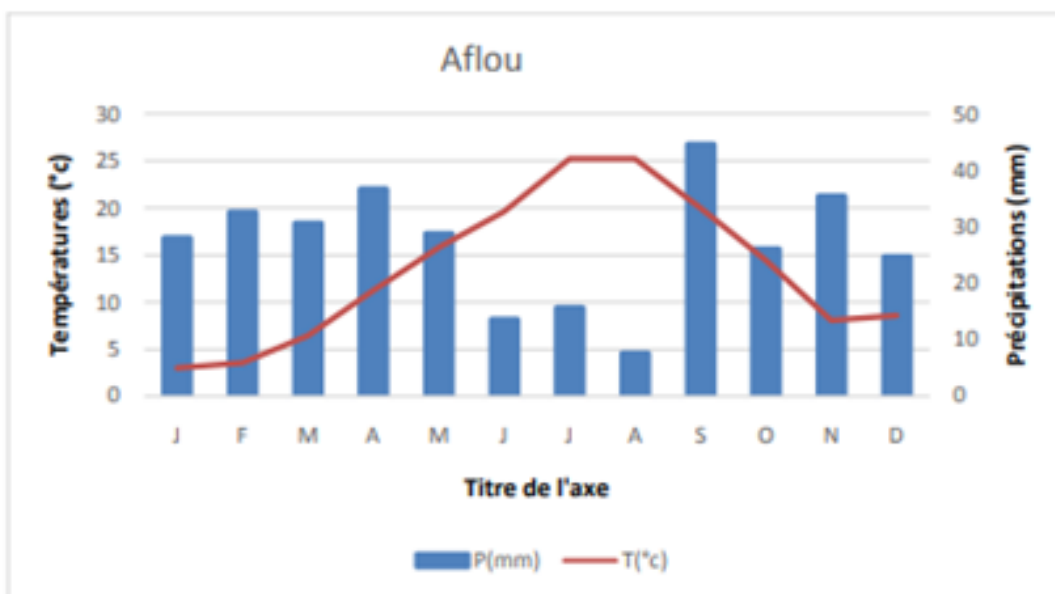


Figure 7 : Le diagramme ombrothermique de la région d'Aflou.

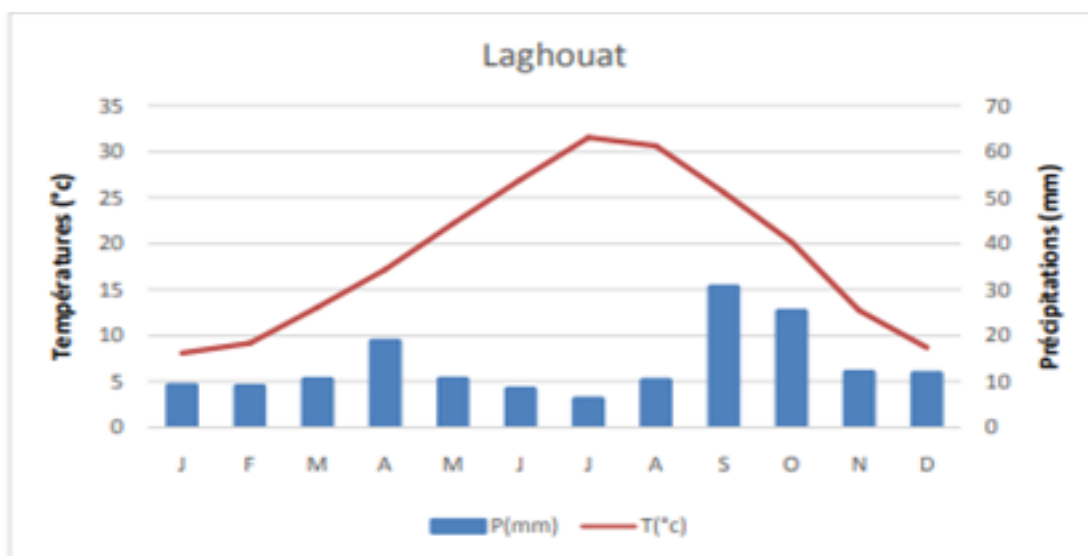


Figure 8: Le diagramme ombrothermique de la région de Laghouat.

- c. **Climatogramme de l'emberger :** Une altération des étages bioclimatique pour les deux régions est observée. La région d'Aflou allait d'un étage semi aride moyen (1946) à un étage bioclimatique semi aride inférieur selon les données de l'ONM 2005 et 2014. Laghouat était classé à un étage bioclimatique aride inférieur (1946) et elle s'est allé à un étage bioclimatique saharien durant la même période.

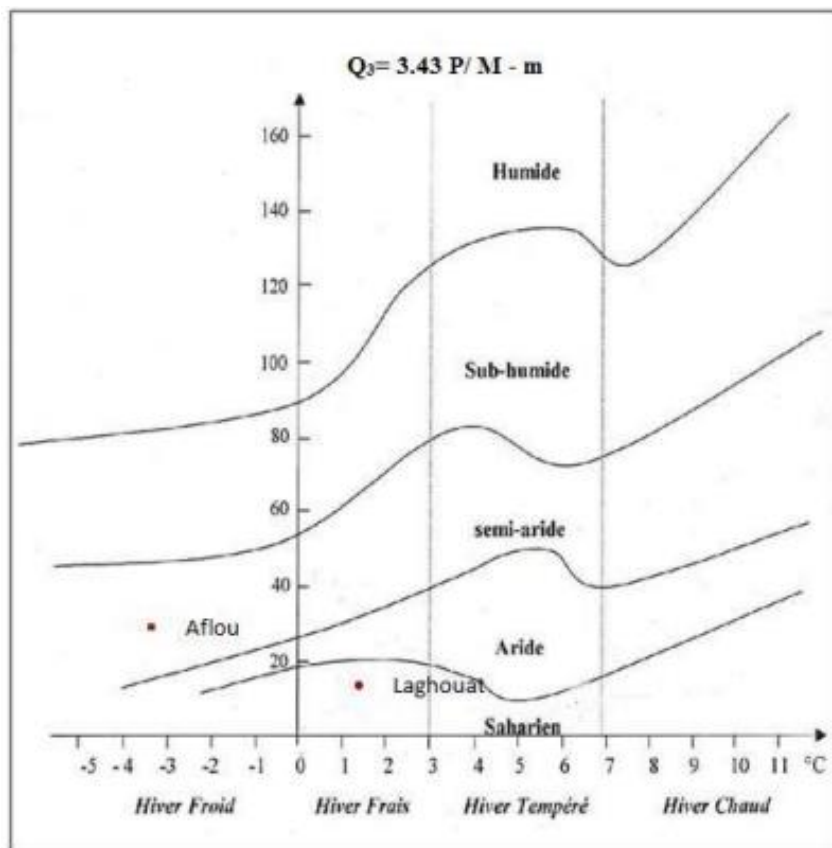


Figure 9: L'étage bioclimatique des régions de Laghouat et Aflou.

6. Faune :

La région de Laghouat comporte une faune assez diversifiée, composée surtout des espèces sahariennes, avec une entomofaune formée de 13 ordres 76 espèces tel que *Anacridium aegyptium*, *Nala lividipes*, et 17 ordres et 35 espèces des mammifères (Kaddouri, 2021).

7. Flore :

La région de Laghouat est constituée d'une zone semi-aride et une zone aride, caractérisée chacune par une végétation (Tableau 3) et une flore particulière :

La végétation forestière et matorral est trouvée dans la zone semi-aride surtout sur les reliefs de l'Atlas Saharien. Le *Quercus ilex* en mélange avec le genévrier rouge *Juniperus furbinata* ainsi que d'autres espèces tel que *Pinus halepensis*, *Juniperus oxycedrus*, *Rosmarinus tournefortii*, *Cistus villosus*, *Dactylis glomerata*, *Thymus ciliatus*, *Helianthemum rubellum*, *Sedum sediform*, *Globularia alypum*, *Avena sterilis*, *Ferula communis*, *Brachypodium distachyum*, et *Quercus rotundifolia*. Les dépressions alluvionnaires ou Dayas supportent *Pistacia atlantica* et *Zizyphus lotus*.

La végétation steppique se trouve dans les zones semi-arides et arides, marqué par des formations steppiques basses et couvertes des graminées tel que *Stipa tenacissima* et *Lygium spartum*, et des chaméphytes vivaces tel que *Artemisia herba alba*, *Artemisia campestris*, *helianthemum lipii*, ...etc. ainsi que des différentes espèces les annuelles qui s'ajoutent au cortèges.

La limite inférieure de la zone aride est marquée par un accroissement des effectifs des espèces saharo-arabiques dont leurs taux passe de 20 à 40 % et une diminution de 76 à 59 % des espèces méditerranéo-steppiques en comparaison à la partie méridionale de la zone aride, accompagné par la diffusion du couvert végétal sur les regs et les glacis d'érosion (Amrani, 2021).

Tableau 3 : La superficie (ha) des différentes formations végétale dans la wilaya de Laghouat (acc / * Salemkour et al, 2013)

Formation végétale	Superficie (ha)
Forêts + Jeune Reboisement	66 400
Maquis	25 400
Vides labourables	939
Parcours	1 082 29*
Terres improductives	5650 *
Taux de boisement : 3,7%	

II. Choix des stations :

On a choisit deux stations, Hassi R'mel et Aflou:



Figure 10: Les stations d'études sur la carte de la wilaya (via Google Maps).

a. Hassi R'mel :

Situé à 50 Km au sud de la wilaya de Laghouat à 520 Km au sud de la capitale Alger (coordonnées : 32° 55' 29.39" N, 3° 18' 24.60" E).

Considérée une des zones industrielles les plus importantes en Algérie grâce a ses réserves de gaz (image 11). La ville est exposée aux rejets industriels atmosphériques (Taibi et al, 2022) on l'a pris comme un site potentiellement pollué (PP).



Image 11 : Le complexe gazier de Hassi R'mel, Laghouat.

b. Aflou :

Situé dans la partie nord de la wilaya de Laghouat et la partie sud et centrale de l'Atlas Saharien à 300km au sud d'Alger (coordonnées : 34° 06' 46.04" N, 2° 06' 8.21" E).

Le couvert végétale est bas et clairsemé formant des parcours et une couverture forestière dégradée et clairsemée (image 12) soumis à une forte pression pastorale (Benzineh ,1994) l'absence d'une forte industrialisation en comparaison avec la zone de Hassi R'mel justifie son utilisation comme un site moins pollué (MP).



Image 12: Une formation végétale à Aflou, Laghouat.

III. Traitement des échantillons :

Le travail se porte sur trois espèces : *Eucalyptus globulus*, *Nerium oleander* , *Zizyphus lotus* et *Peganum harmala*. Les feuilles des quatre espèces étudiées sont collectées de trois invendus sélectionnés par échantillonnage subjectif pour le site pollué de Hassi R'mel et le site de contrôle d'Aflou le 21 mai 2024.

Les feuilles collectées dans des sacs polyéthylène et stockées dans une glacière immédiatement après leur échantillonnage et mises dans un réfrigérateur dans une température de 4°C pendant une nuit (Image 13) avant de les transporter en laboratoire pour effectuer les analyses des paramètres biochimiques et physiologiques.



Image 13 : Le stockage des feuilles collectées.

1. Calcule de l'ITPA :

L'ITPA permet de décrire la sensibilité d'une espèce vis-à-vis la pollution de l'air en utilisant un ensemble de paramètres biochimiques impliqués dans la réponse de la plante aux changements de la qualité de l'air. On utilise la formule développée par Singh and Rao (1983) :

$$IPTA = \frac{A(T + P) + R}{10}$$

Dont : A : Concentration de l'acide ascorbique (mg/g) ; T : la teneur de la chlorophylle (mg), P : le pH, R : la teneur relative en eau (%).

1.1. Acide ascorbique :

La mesure de l'acide ascorbique a été faite selon la méthode décrite par (Bajaj et Kaur, 1981).

La méthode consiste à broyer 1g du tissu foliaire et de le mettre dans un tube à essai. En suite, on ajoute 4ml de solution d'extraction d'acide oxalique (0.25g) et (0.375g) EDTA dilué dans 50 ml de l'eau distillée dans le tube, suivi par 1ml d'acide ortho-phosphorique, 1ml d'acide sulfurique (5%), 2ml ammonium molybdate (5%), et 3ml de l'eau distillée. La solution est laissée pendant 15 minutes pour l'extraction avant de mesurer son absorbance avec un spectromètre avec une longueur d'onde de 760nm. La concentration de l'acide ascorbique a été obtenue à partir de la courbe d'étalonnage.



Image 13 : L'extraction de l'acide ascorbique

1.2. Chlorophylle totale :

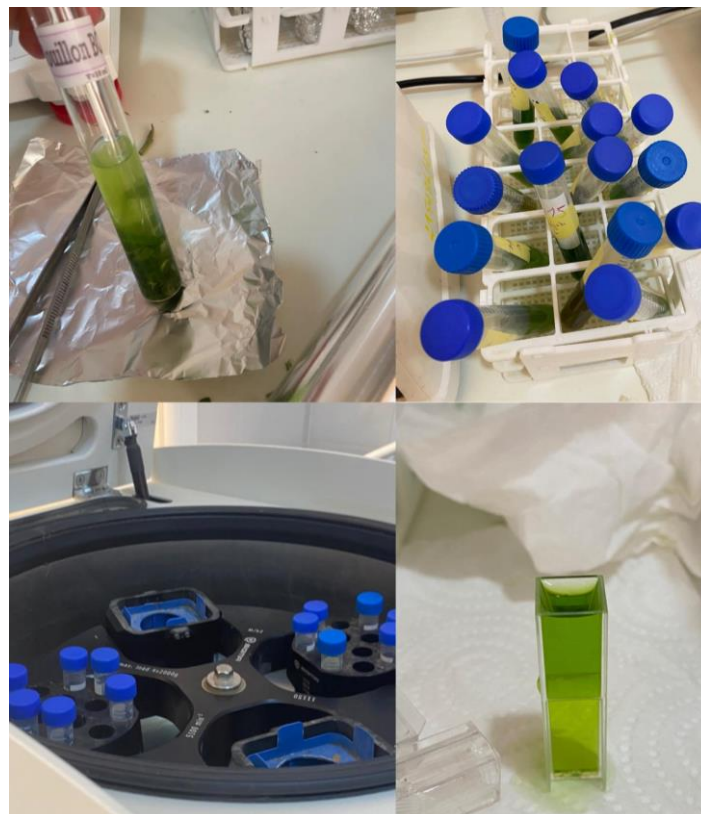
La teneur en chlorophylle a été mesurée en utilisant la méthode décrite par Arnon (1949), 1g des feuilles ont été coupées, écrasées puis mises dans 10 ml de la solution d'acétone (80%) et laissé dans l'obscurité pendant une nuit. L'extrait obtenu est ensuite centrifugé à 2500 tpm pour 10 minutes, et la concentration est mesurée avec un spectromètre en utilisant des longueurs d'ondes de 645 et 663 nm et calculé à partir de la formule suivante :

$$\text{Chlorophylle } a = \frac{(12,7 \times Dx \text{ } 663 - 2,69 \times Dx \text{ } 645) \times V}{1000 \times P}$$

$$\text{Chlorophylle } b = \frac{(22,9 \times Dx \text{ } 645 - 4,68 \times Dx \text{ } 663) \times V}{1000 \times P}$$

$$\text{Chlorophylle Totale} = \text{Chlorophylle } a + \text{Chlorophylle } b$$

Dont : Dx : absorbance de l'extrait à longueur d'onde Xnm ; V : volume de la solution de la chlorophylle (ml) ; P : poids du tissu foliaire extrait.



Images 14: Extraction de la chlorophylle

1.3. pH :

Le pH a été mesuré en broyant 2g de la feuille et l'homogénéisant dans 25ml de l'eau déminéralisée, suivi par une filtration et utilisation de pH mètre pour mesurer le pH (image 16) du filtrat (Shrestha et al ,2021).

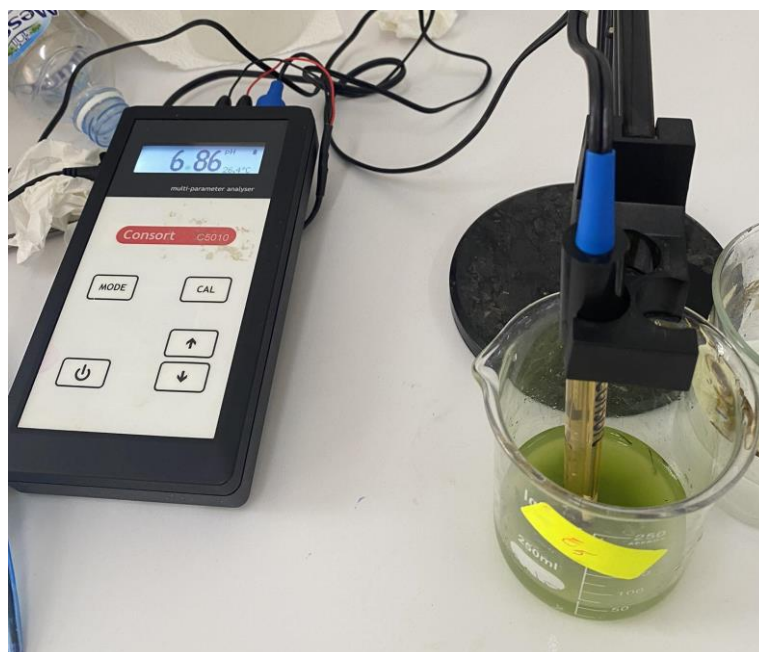


Image 15 : La détermination du pH du filtrat des feuilles.

1.4. Teneur relative en eau :

La teneur relative en eau a été obtenue en utilisant la méthode décrite par (Barrs et Weatherley, 1962), le poids des feuilles fraîches a été mesuré avec une balance avant leur immersion dans l'eau distillée pendant une nuit pour mesurer le poids turgide des feuilles, les échantillons sont ensuite séchés en tapotant avec du papier absorbant pour les mettre dans l'étuve à 70°C pendant une nuit. Le pourcentage de la teneur relative en eau est calculé par la formule suivante :

$$TRE = \frac{PF - PS}{PT - PS} \times 100$$

Dont : PF : Poids frais, PS : poids sec, PT : poids turgide.



Image 16 : La détermination de la teneur relative en eau des feuilles.

2. Test statistique :

Pour pouvoir interpréter les résultats, on a effectué une analyse statistique en utilisant le logiciel ORIGINLab pour effectuer un test statistique ANOVA deux facteurs au seuil de 5% pour étudier la significativité des différences des paramètres étudiés entre les espèces étudiées et entre les deux sites.

Chapitre III :

Résultats et discussion :

I. Résultats du test statistique :

Tableau 4 : La significativité des différences des paramètres étudiés entre les espèces étudiées et entre les deux sites d'étude moyennant le test ANOVA à deux facteurs au seuil de 5%.

+++ : Différence hautement significative, - : Différence Non-significative

Paramètres	Significativité de la différence entre les espèces	Significativité de la différence entre les deux sites
Acide ascorbique	+++	+++
Chlorophylle Totale	-	+++
pH	-	+++
TRE	+++	+++
ITPA	+++	+++

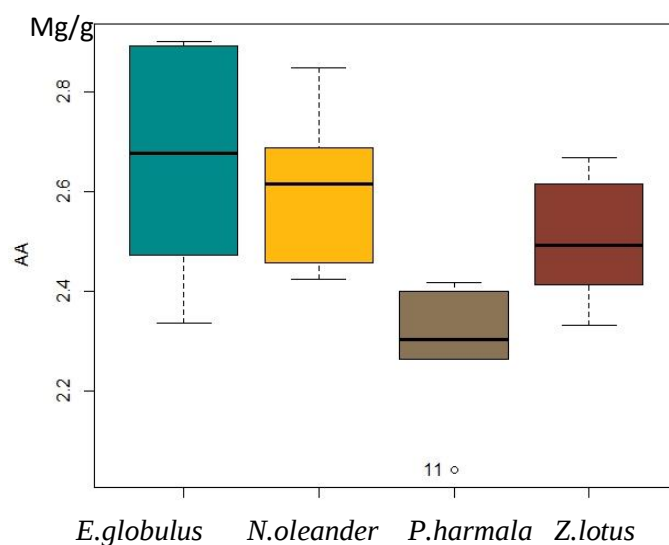
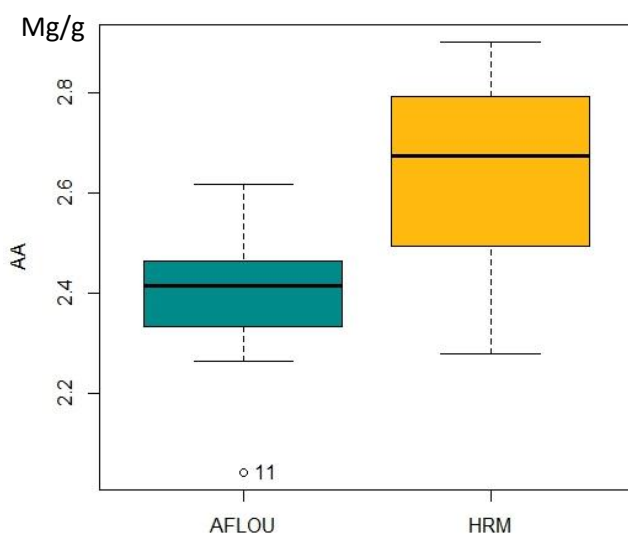


Figure 11 : la représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de la teneur en acide ascorbique (mg/g). A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.

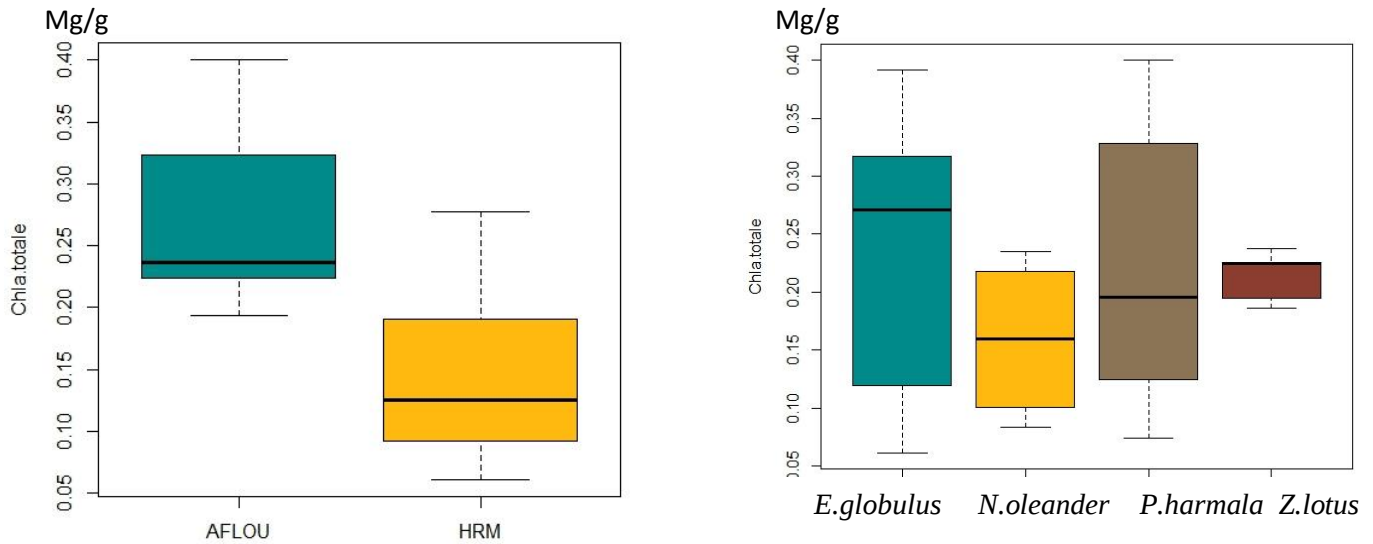


Figure 12 : la représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de la teneur en chlorophylle totale (mg/g). A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.

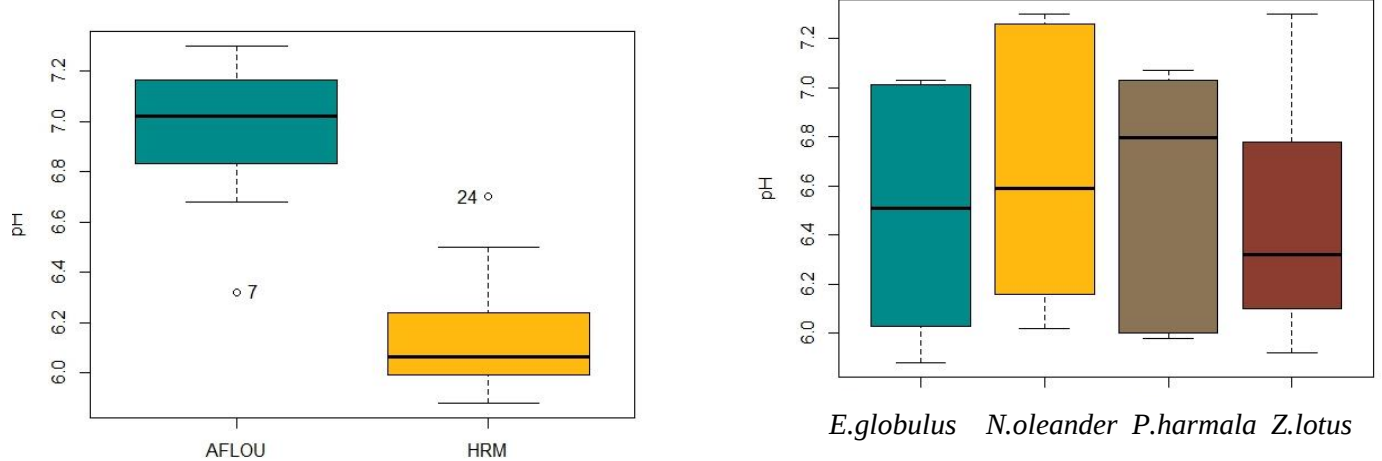


Figure 13 : la représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences du pH des feuilles. A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées

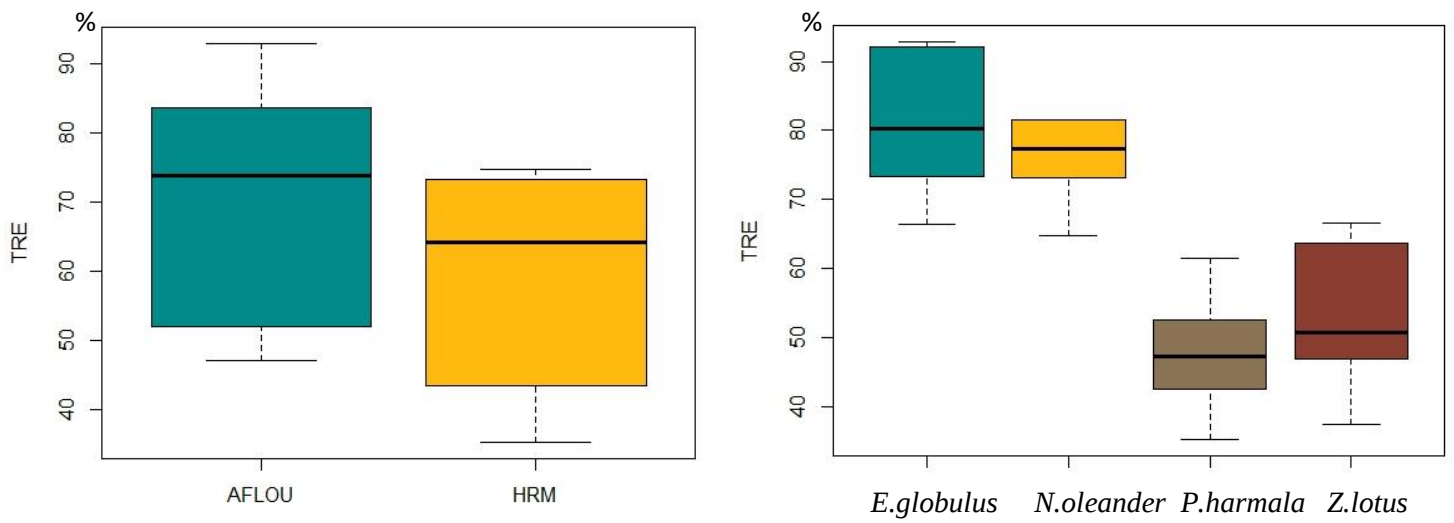


Figure 14 : La représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de la TRE des feuilles (%). A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre espèces étudiées.

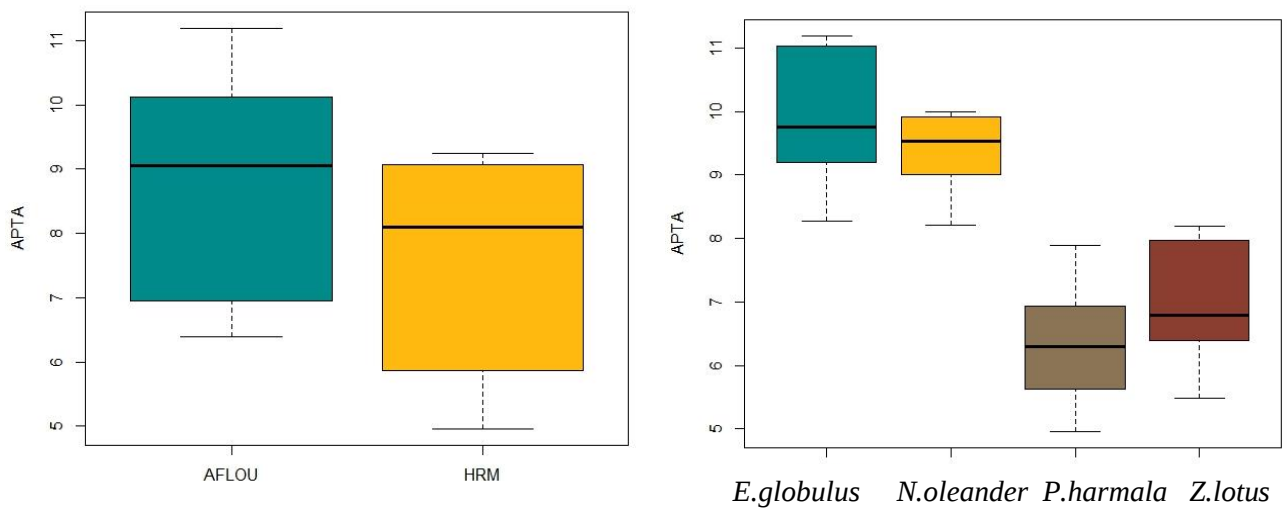


Figure 15 : La représentation graphique du test ANOVA à deux facteurs au seuil de 05% montrant la significativité des différences de l'ITPA. A gauche pour les différences entre les espèces étudiées dans les deux sites. A droite pour les différences entre les espèces étudiées.

Le tableau n°4 montre que la différence des valeurs de:

- La teneur en acide ascorbique est hautement significative entre les espèces étudiées et entre les deux sites.
- La teneur en chlorophylle est non significative entre les espèces mais hautement significative les entre deux sites.
- Le pH n'est pas significative entre les espèces mais hautement significative entre les deux sites.
- La teneur relative en eau est hautement significative entre les espèces étudiées et entre les espèces des deux sites.
- L'Indice de la Tolérance à la Pollution atmosphérique est hautement significative entre les espèces étudiées et entre les deux sites.

II. Paramétrées biochimiques et physiologiques :

1. Acide ascorbique :

Grace à son pouvoir antioxydant, l'acide ascorbique protège les chloroplastes contre l'accumulation induite par SO_2 de H_2O_2 , O_2^- et OH , protégeant ainsi les enzymes du cycle de fixation du CO_2 et la chlorophylle contre l'inactivation (Tanaka et al, 1982). L'acide ascorbique et le pH des feuilles jouent un rôle significatif dans la détermination de la sensibilité des plantes au SO_2 . (Chaudhary and Rao, 1977; Rao, 1979).

L'acide ascorbique fournit donc une tolérance aux espèces en conditions de stress et sa concentration augmente sous ces conditions. Les espèces présentant des niveaux élevées d'acide ascorbique sont suspectées d'être les plus tolérantes aux effets de la pollution atmosphérique (Shrestha et al, 2021).

Pour les quatre espèces *N. oleander*, *E. globulus*, *Z. lotus* et *P. Harmala*, les teneurs en acide ascorbique sont respectivement 2,478 mg/g, 2,475 mg/g, 2,236 et 2,236 mg/g à Aflou. Tandis à Hassi R'mel les teneurs en acide ascorbique sont 2,843 mg/g, 2,7384 mg/g, 2,618 mg/g, 2,341 mg/g pour *E. globulus*, *N. oleander*, *Z. lotus*, et *P. harmala*.

La figure n°11 montre que les teneurs en acide ascorbique oscillent entre 2,843 mg/g pour *E. globulus* à Hassi R'mel et 2,236 mg/g pour *P. Harmala* à Aflou (figure 16).

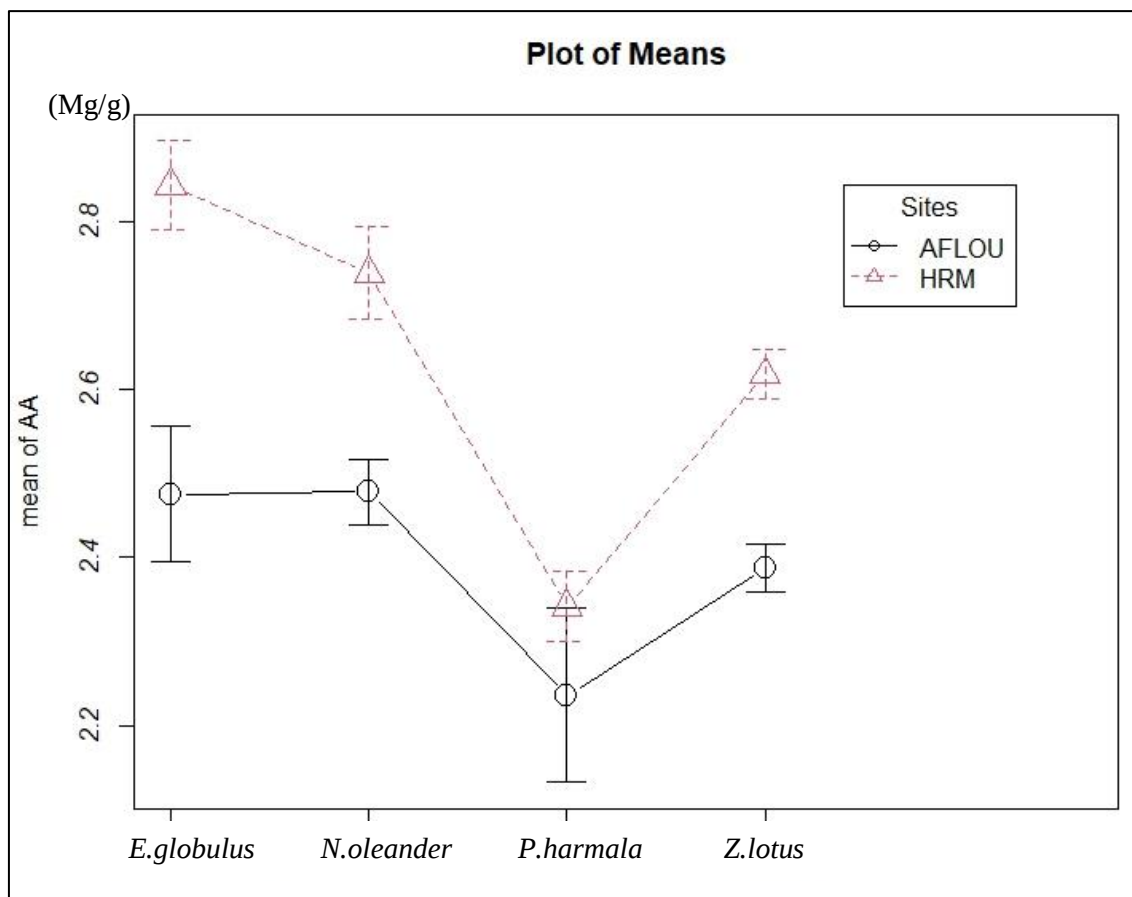


Figure 16 : La teneur en acide ascorbique des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.

Le tableau n°4 montre qu'il y a une différence hautement significative entre les teneurs en acide ascorbique à la fois entre les espèces étudiées au sein du même site et entre les espèces étudiées dans les deux sites (figure 11).

Dans le site potentiellement pollué, on note que la teneur en acide ascorbique est supérieure à celle trouvée dans le site MP d'Aflou (figure 16). Des résultats similaires ont été reportés par Rai et al (2013), Gholami et al, (2016), Tak et Kakde (2017), Karmakar et Padhy (2019), Dwivedi et al (2020). La pollution atmosphérique conduit à l'augmentation de la production des dérivés réactifs de l'oxygène (SO_3 , HSO_3 , OH et O_2 ...etc.) et donc à l'augmentation de la teneur de l'acide ascorbique (Rai, 2016), causé par un déséquilibre entre les DRO et la défense antioxydante au niveau de la cellule (Karmakar, Padhy, 2019).

2. Chlorophylle totale :

La chlorophylle est une molécule complexe composée d'un noyau porphyrine, un atome de magnésium et une queue hydrocarbonée. Le noyau porphyrine est responsable de l'absorption de l'énergie solaire et le magnésium est un accepteur des électrons. La

chlorophylle a plusieurs types : chlorophylle *a*, chlorophylle *b*, chlorophylle *c*, la chlorophylle *d* et la chlorophylle *e* (Björn, et al, 2009).

La chlorophylle *a* est la forme la plus commune, elle absorbe la lumière plus efficacement dans la région verte et rouge, avec un pic d'absorption à 430 et 662nm (Björn, et al,2009), la chlorophylle *b*, trouvée dans les plantes, les algues et quelques bactéries, son pic d'absorption est à 453 nm, protégea la chlorophylle *a* de l'excès de la lumière. La chlorophylle *c*, *d* et *e* se trouve chez les algues, ayant des différents spectres d'absorption, bleu-vert, rouge, et infrarouge, respectivement (Durrett et Welti, 2021). La chlorophylle est une des pigments les plus communes et joue un rôle important dans la photosynthèse des plantes, des algues et des cyanobactéries. (Cai et al, 2021).

Au niveau des espèces *E.globulus*, *P.harmala*, *Z.lotus*, *N.oleander*, la teneur en chlorophylle totale est 0,325 mg/g, 0,318 mg/g, 0,229 mg/g, 0,216 mg/g à Aflou. Par contre à Hassi R'mel, les valeurs de la teneur en chlorophylle totale sont 0,202 mg/g, 0,152 mg/g, 0,122 mg/g, et 0,103mg/g pour *Z.lotus*, *E.globulus* , *P.harmala* et *N. oleander* respectivement.

La teneur en chlorophylle totale prend donc des valeurs comprises entre 0,325 mg/g pour *E.globulus* à Aflou et 0,103mg/g pour *N.oleander* à Hassi R'mel (figure 17).

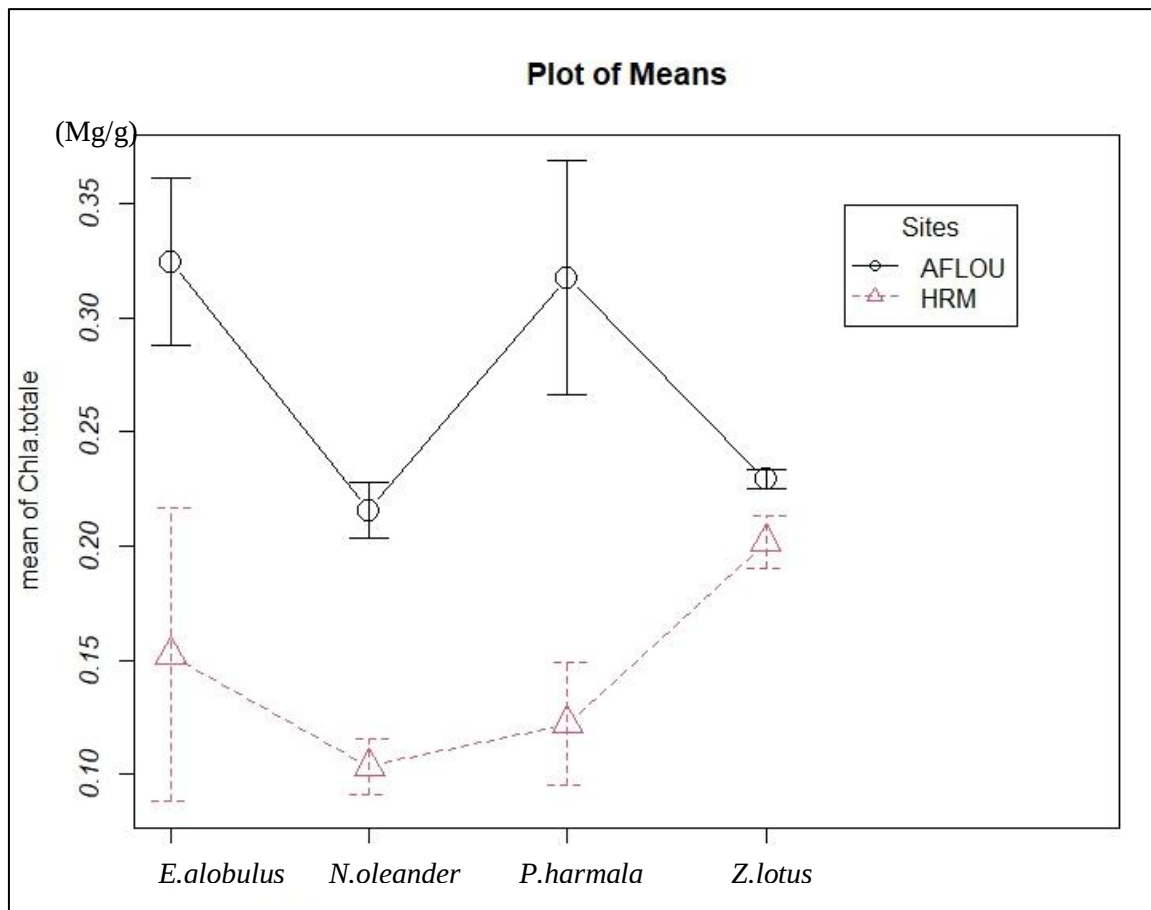


Figure 17 : La teneur en chlorophylle totale des espèces étudiées à Hassi R'Mel et Aflou.

L'analyse statistique des résultats montre une différence hautement significative entre les deux sites étudiés et une différence non-significative entre les espèces étudiées (Figure 12).

La teneur en chlorophylle totale totale était inférieure dans le site PP par rapport au site MP, les résultats sont pareilles à ceux trouvé par Tripathi et Gautam (2005), Giri et al (2013), Rai et al (2013) ; Rai et Panda (2014), Madan et Verma (2015), Maan et Kumar (2016), Dwivedi (2020).

La réduction de la chlorophylle peut être due à des dommages au chloroplaste, la dégradation de la chlorophylle en phaeophytin ou à l'inhibition de biosynthèse de la chlorophylle (Rai, 2016), les sites pollués, il a été proposé que le blocage des stomates par les polluants atmosphérique augmente la température de la feuille et affecte la synthèse de la chlorophylle (Joshi et Swami, 2009).

La chlorophylle détermine l'activité photosynthétique de la plante ainsi que sa croissance et le développement de la biomasse est variable d'une espèce à une autre selon

l'âge de la feuille, les conditions biotiques et abiotiques et le degré de la pollution. Plus la concentration des polluants atmosphériques est forte, plus la réduction en teneur de chlorophylle est observée (Rai et al, 2013), la teneur en chlorophylle décroît lorsque la feuille est exposé au stress de la pollution, les plantes ayant une forte teneur de chlorophylle dans des sites pollués sont généralement les plus tolérantes (Singh et al, 1991).

2. pH :

Le pH des feuilles est souvent affecté par la pollution atmosphérique, les PM causent une augmentation du pH, alors que la réduction de pH est causé par la présence des polluants tel que NO_x et SO_2 (Rai, 2016).

Les valeurs de pH sont 7,08, 6,99, 6,973, et 6,08 pour *N.oleander*, *P.harmala*, *E.globulus*, et *Z.lotus* à Aflou et 6,226, 6,113, et 6,017 pour *N.oleander* et *P.harmala* suivis par *Z.lotus*, et *E.globulus* à Hassi R'mel.

Le pH varie donc de 7,08 pour *N.oleander* à Aflou à 6,0167 pour *E.globulus* à Hassi R'mel (Figure 17).

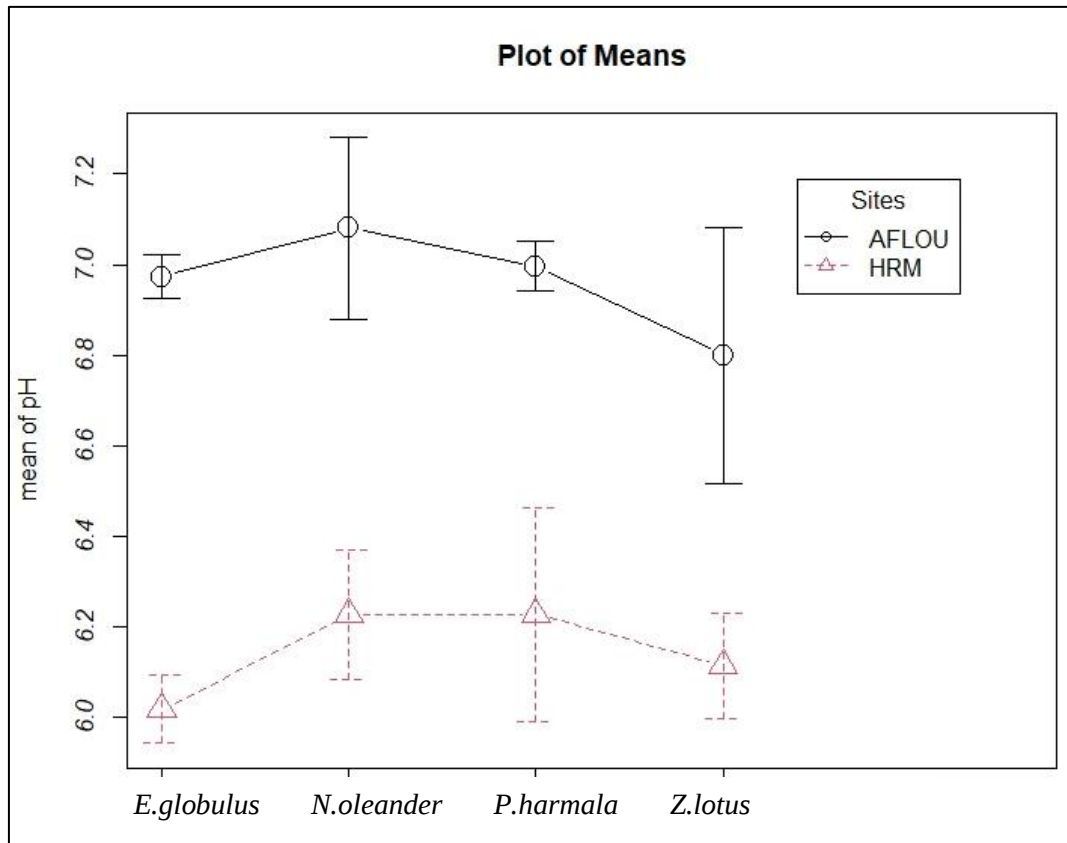


Figure 18 : Les valeurs de pH des feuilles des espèces étudiées a Hassi R'mel et Aflou.

La différence des valeurs de pH n'est pas significative entre les espèces à 05% mais est hautement significative entre les deux sites (Figure 13).

Dans les résultats obtenus, le pH est inférieur dans le site PP par rapport au site MP, ce qui est en correspondance aux résultats obtenus par Abed et al (2013), Rai et al (2013) Rai et Panda (2014), Karmakar et Padhy (2019).

A la présence des polluants acides, le pH des feuilles est susceptible de diminuer et le taux de réduction de pH est encore plus important chez les plantes sensibles (Scholz et Reck, 1977 ; Signh et al, 1991), les plantes ayant un pH 7 et plus sont considérées plus tolérantes à la pollution atmosphérique, tandis que des pH plus faibles peuvent être associés à la présence des polluants acides tel que SO_x, NO_x, CO₂ (Karmakar et al, 2021).

Cependant, les valeurs de pH minimales dans la région de Laghouat ne sont pas aussi acides que dans les sites pollués que celles reportées dans la littérature, où elles peuvent atteindre moins de 5: *Pinus tabulaeformis* à Pékin, Chine; pH= 4.27 (Liu et Ding, 2008), *T. indica* à Varanasi, Inde; pH= 4 (Signh et al, 1991), *Berberis vulgaris* à Isphan, Iran, pH= 3.82 'site pollué' (Abed et al, 2013). Cette différence peut être liée aux espèces elles-mêmes, tant qu'un caractère spécifique qu'une réponse à leurs environnements (Cornelissen et al, 2011) ou leurs diversités en termes de tolérance à la pollution atmosphérique (Signh et al, 1991).

3. Teneur relative en eau :

La teneur en eau permet le maintien des fonctions physiologiques même dans le cas du stress exercé par pollution, favorisant ainsi leurs résistances (Rai, 2016), La TRE peut varier entre des valeurs aussi élevées que 98%, et peut être réduite jusqu'à 30-40% selon l'espèce (Zhang et al, 2015).

La teneur relative en eau à Aflou pour *E.globulus*, *N.oleander*, *Z.lotus*, et *P.harmala* sont respectivement 90,21%, 81,29%, 55,75%, et 54,64%, tandis qu'à Hassi R'mel sont 71,57 %, 70,75%, 50,38% à 40,75% pour *E.globulus*, *N.oleander*, *Z.lotus*, et *P.harmala*.

Les teneurs relatives en eau vont donc de 90,21% pour *E.globulus* à Aflou et 40,75% pour *P.harmala* à Hassi R'mel (Figure 19).

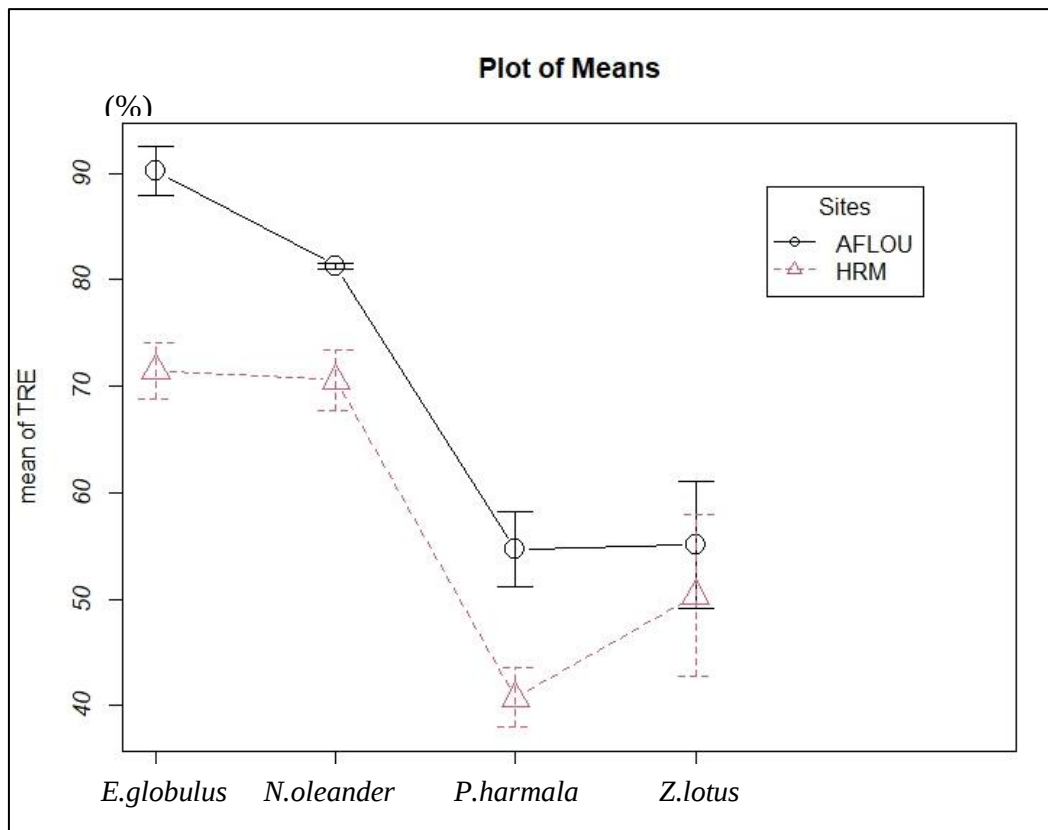


Figure 19 : Les valeurs de la TRE des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.

La différence entre les résultats obtenus est hautement significative entre les espèces étudiées et entre les deux sites étudiés (Figure 14).

La teneur relative en eau a été plus importante dans le site MP qu'au site PP, Rai et Panda, (2014) et Madan et Verma (2015) ont observé une tendance similaire. Ceci est attribué à l'impact des polluants atmosphériques, notamment les particules fines disposées sur les feuilles, à affecter les taux de transpiration (Pandey, 2016), du à l'augmentation de la perméabilité de la cellule, causant la perte de l'eau et des nutriments dissouts, causant une sénescence prématuré de la feuille (Rai, 2016). La poussière peut impacter la transpiration par le blocage des stomates, les particules de la poussière causent également des blessures foliaires, qui est suspecté d'être associer avec la réduction de la TRE (Javanmard, 2019), le climat peut également jouer un rôle dans la réduction de la TRE (Hamdani et al, 2019).

Une diminution de la teneur en eau est généralement associée avec une réduction du potentiel photosynthétique qui peut même atteindre zéro dans certaines conditions (Shrestha et al, 2021).

La TRE d'une plante peut déterminer sa tolérance à la pollution ainsi que sa tolérance à la sécheresse. Une teneur relative en eau élevée peut indiquer donc soit la tolérance à la pollution atmosphérique ou simplement le fonctionnement biologique de l'espèce elle-même (Gholami et al ,2016). Les plantes avec une TRE importante dans les sites pollués sont souvent susceptibles d'être plus tolérants à la pollution atmosphérique (Singh et al, 1991).

Cependant, (Rai et al, 2013) ont observé le contraire, la TRE était supérieur dans les sites pollués que le site de contrôle et ils ont attribué ça à la tolérance des espèces étudiées à la pollution atmosphérique dans les sites. Cependant, l'impact de la période d'échantillonnage, le site, l'éclairement solaire, la température, l'humidité et la salinité du sol sur la variation des pourcentages de la TRE ne doit pas être négligé (Ksenzhek et Volkov, 1998).

4. ITPA :

L'Indice de la Tolérance à la Pollution Atmosphérique (ITPA) permet d'évaluer la susceptibilité des plantes aux polluants atmosphériques, où une valeur élevée indique une meilleure tolérance à la pollution atmosphérique (Singh et al, 1991).

A la région de Laghouat, les valeurs d'ITPA à Aflou pour les espèces *E.globulus*, *N.oleander*, *Z.lotus* et *P.harmala* sont respectivement 10,83, 9,94, 7,19 et 7,1. Par contre à Hassi R'mel sont 8,9, 8,79, 6,69, et 5,56.

L'ITPA des espèces étudiées varie donc de 10,83 pour *Eucalyptus globulus* à Aflou à 5,56 pour *Peganum harmala* à HRM. Pour les deux sites étudiés *E.globulus* avait l'ITPA le plus élevé et *P.harmala* avait le plus faible (figure 20).

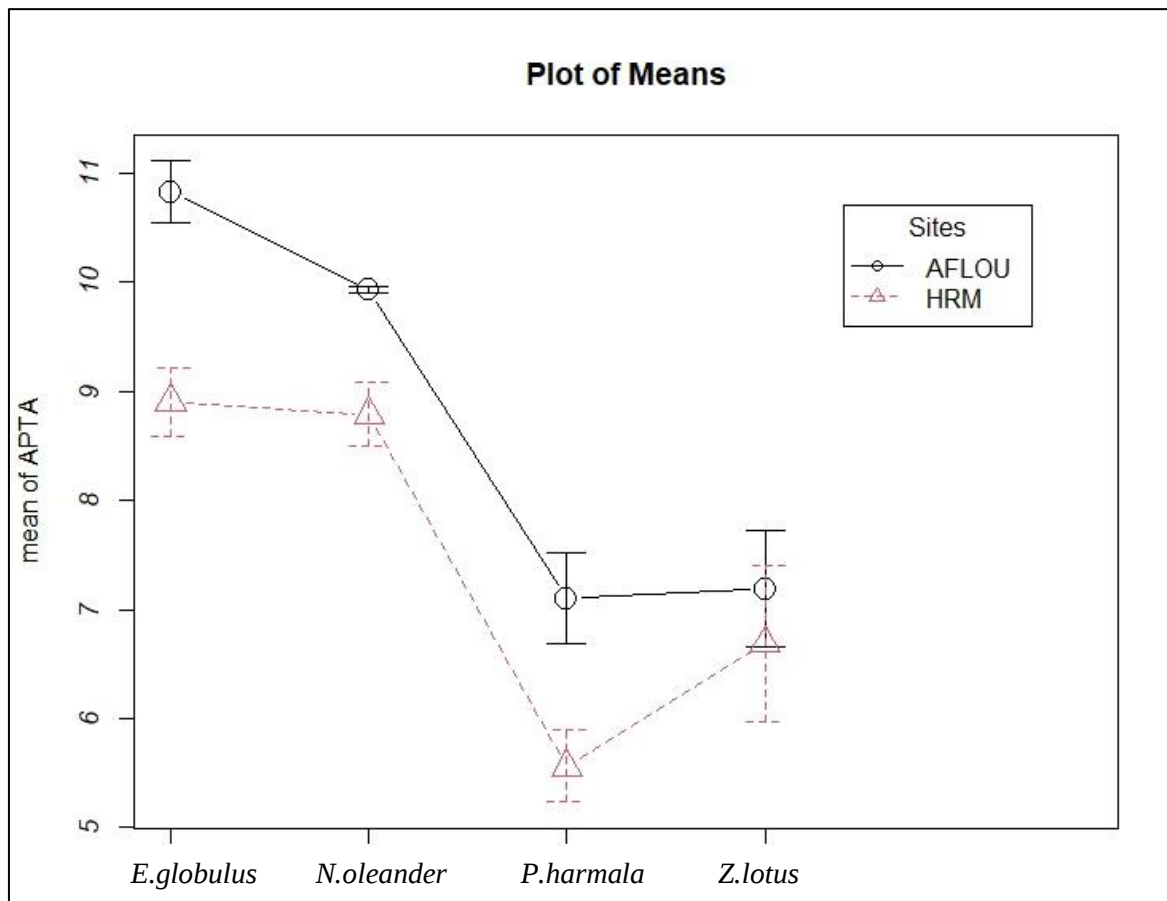


Figure 20 : Les valeurs de l'ITPA des espèces étudiées à Hassi R'mel et Aflou.

Les valeurs d'ITPA présentent une différence significative entre les espèces et entre les deux sites (figure 15).

L'ITPA obtenu est supérieure dans le site MP que le site PP pour la totalité des espèces étudiées, ceci a été également observé par Rai et Panda (2013), Abed et al (2016), Maan et Kumar (2016), Salih et al (2017), Tak et Kakde (2017), Zouari et al (2018), Karmakar et Padhy (2019), Malav et al (2022), liée aux altérations des paramètres biochimiques et physiologiques (Acide ascorbique, pH, teneur en Chlorophylle totale et TRE) qui composent l'indice. Une faible valeur de l'ITPA dans le site potentiellement pollué Hassi R'mel indique une exposition plus élevée à la pollution atmosphérique par rapport à Aflou (Rai et Panda, 2014) on note donc une relation inversement proportionnelle entre les valeurs de l'ITPA et la pollution atmosphérique, plus le site est pollué plus la valeur de l'ITPA est réduite. Les valeurs de l'ITPA peuvent également se réduire face à l'augmentation des accumulations de la poussière (Javanmard et al, 2020).

Cependant, d'autres auteurs ont trouvé que l'IPTI est supérieure dans les sites pollués (Rai et al 2013; Gholami et al, 2016 'les échantillons de Mai'), cette différence peut être attribuée aux différences des conditions environnementales et des espèces tant que la sensibilité des espèces varie d'une région à une autre en interagissant avec les différentes conditions atmosphériques (Tak et Kakde, 2017). Mandan et Verma (2015) ont trouvé une variation entre le site de contrôle et les trois sites pollués, dont la valeur de l'ITPA a été supérieure dans le site de contrôle que les sites pollués (zone commerciale et zone industrielle) pour la majorité des espèces.

Dans la région de Laghouat, l'espèce *E.globulus*, ayant l'ITPA le plus élevé (8,901 à Hassi R'mel et 10,827 à Aflou) est comparable avec les résultats obtenues par Kuddus et al (2011) avec un ITPA de 11,54 et Maan et Kumar (2016) dont le ITPA a été 9,81 au niveau du site non-pollué et 8,95 dans le site pollué. En revanche, la valeur de l'ITPA a été inférieure à celle obtenue par Karmakar et Padhy (2019) qui ont trouvé un ITPA de 17,33 dans le site de contrôle et 24,11 dans le site pollué. Les valeurs d'ITPA de *N.oleander* étaient 8,8 à Aflou et 9,935 à Hassi R'mel, comparables avec ceux obtenues par Abed et al (2013) et Geetha et Raja (2023) qui ont trouvé un ITPA de 8,80 et 8,33, par contre d'autres auteurs ont trouvé un ITPA plus élevé de 14,6 (Shrestha et al, 2021) et 12,9 dans le site de contrôle et 13,38 dans un site pollué (Salih et al, 2017). Cela est lié au fait que la tolérance des espèces est assez diversifiée et varie considérablement. Une même espèce peut agir différemment d'une région géographique à une autre (Rai et Panda, 2013), et les changements des conditions environnementales peuvent rendre une espèce plus tolérante ou plus sensible à la pollution (Signh et al, 1991). L'IPTA peut varier selon les différences de la qualité de l'air, la température et l'humidité (Shrestha et al, 2021). Les réponses à la pollution atmosphérique varient donc non seulement de l'espèce mais également selon le type du polluant, sa concentration et la durée de l'exposition. Par conséquent certaines plantes sont impactées plus que d'autres, l'ITPA cherche donc à exprimer cette diversité en terme de réponses à la pollution atmosphérique (Badamasi, 2017).

Les résultats nous ont permis de catégoriser deux groupes distincts en fonction de leurs ITPA, un premier groupe comprenant deux espèces cultivées *N.oleander* et *E.globulus*, et un deuxième groupe comprenant deux espèces spontanées *P.harmala* et *Z.lotus*.

Le premier groupe est formé d'espèces cultivées dans les milieux urbains. Outre son rôle esthétique, la végétation urbaine est utilisée pour l'amélioration de la qualité de l'air (Weeber, 2013), dont les caractéristiques des espèces, tel que la forme et la texture de la surface, et la densité des feuilles peuvent leur fournir la capacité d'agir contre la pollution atmosphérique (Lindén et al, 2023).

Néanmoins, il n'existe pas une littérature concernant l'impact de la pollution atmosphérique sur les espèces végétales spontanées en Algérie. Les résultats obtenus au niveau de la région de Laghouat suggèrent un ITPA des espèces spontanées *P.harmala* et *Z.lotus* nettement inférieure à celui retrouvé chez les espèces cultivées *N.oleander* et *E.glolublus*.

Signh et al, (1991) rapportent que l'ITPA varie d'une espèce à une autre, et les valeurs des paramètres biochimiques composant l'ITPA sont dépendantes du degré de la pollution pour laquelle les espèces sont exposées (Sharma et al, 2017), ainsi que les variations de la température et l'état hydrique des plantes (Liu et Ding, 2008). D'une façon générale, les espèces végétales spontanées, surtout autochtones, présente une meilleure performance en terme de résistance à la pollution atmosphérique, puisqu'elles se développent naturellement dans leurs habitats (Sharma et al, 2017).

Les valeurs relativement faibles de l'ITPA retrouvées chez les espèces spontanées *Z.lotus* et *P.harmala* semblent être dues à leur caractère spécifique intrinsèque exprimé par leur adaptation et leur résistance, ou au fait que la pollution atmosphérique n'a pas stimulé de réponses marquées pour assurer leur survie. La teneur en chlorophylle totale relativement élevée dans le site pollué (0,202 pour *Z.lotus* et 0,12 pour *P.harmala*) peut témoigner une tolérance à la pollution atmosphérique vu qu'en générale les plantes à forte teneur en chlorophylle totale dans les sites pollués sont généralement les plus tolérantes (Signh et al, 1991) la différence de la taille des feuilles ne sont pas à négliger (Rai et Panda, 2014).

Pistelli et al (2017) ont démontré que certaines espèces autochtones possèdent la capacité de survivre et de croître dans des milieux contaminés, exposés à des niveaux importants de stress. Les espèces spontanées fournissent de nombreux services, ce qui inclut des potentielles contributions économiques, l'amélioration de l'aspect esthétique du paysage urbain, création d'un microclimat et l'amélioration de la qualité de l'air (Dawson, 1994). Ces espèces présentent également une forte résistance aux facteurs de stress abiotique notamment la sécheresse (Bandurska, 2022), ce qui leur fournit une capacité à survivre

dans des milieux urbains (Chen et al, 2021). Les herbacées pérennes, selon Popek et al (2023) ont montré une capacité d'accumulation des particules en suspension plus importantes que les arbres.

L'Indice de la Tolérance à la Pollution Atmosphérique (ITPA) a été utilisé largement dans de nombreuses études en Asie (Liu et Ding, 2008; Kuddus et al, 2011; Abed et al, 2013; Rai et al, 2013; Rai et Panda, 2014; Gholami et al, 2016; Maan et Kumar, 2016; Salih et al, 2017; Alhesnawi et al, 2018; Karmakar et Padhy, 2019; Shrestha et al, 2021; Geetha et Raja, 2023), en Europe (Molnár, et al in Casares et al, 2018; Skrynetska et al, 2018; Molnár, et al, 2020; Simon et al, 2021; Bibi et al, 2024), en Amérique (Correa-Ochoa, 2022; Camargo et al, 2024) et en Afrique (Otuu et al, 2014; Ogunkunle, 2015; Zenna et al, 2019; Zouari et al, 2018; Edwin-Wosu et Sadare, 2020; Ogboru et al, 2022; Abed El-Kader et El-Atrach, 2023) pour évaluer la tolérance des différentes espèces végétales à la pollution atmosphérique.

Cependant, aucune application de cet indice n'a été retrouvée en Algérie, notre travail constitue une première tentative essayant d'évaluer la pollution atmosphérique chez les végétaux moyennant l'ITPA. La comparaison de nos résultats avec celles retrouvées dans différentes régions du monde doit tenir compte des différences substantielles au niveau écosystémique, spécifique et de la nature et du degré de la pollution atmosphérique. En terme de pollution par les $PM_{2,5}$, l'Algérie est classée au 78^e rang mondial ($13,8 \mu g/m^3$) comparée à l'Inde qui figure la 3^{ème} ($54,4 \mu g/m^3$) (Airvisual, 2023).

En général, les espèces à fort ITPA peuvent être utilisées pour la plantation urbaine et l'amélioration de la qualité de l'air, tandis que celles à faible ITPA peuvent servir étant des potentielles bio-indicateurs de la qualité de l'air (Singh et al, 1991), en ce qui concerne les espèces spontanées et à travers les résultats obtenus, il semble qu'elles offrent un grand potentiel de résistance à la pollution atmosphérique et peuvent être engagées dans les aménagements des espèces dans les milieux urbains (Chen et al, 2021)

Conclusion

Le présent travail vise à analyser l'impact de la pollution atmosphérique sur quelques espèces végétales *Eucalyptus globulus*, *Nerium oleander*, *Zizyphus lotus*, et *Peganum harmala* dans deux sites Hassi R'mel (site potentiellement pollué) et Aflou (site moins pollué) dans la région de Laghouat. En déterminant divers paramètres biochimiques et physiologiques (acide ascorbique, la teneur de la chlorophylle totale, le pH et la teneur relative en eau) rentrant dans le calcul de l'Indice de la Tolérance à la Pollution Atmosphérique (ITPA).

Les résultats indiquent une différence hautement significative des valeurs obtenues entre d'une part les espèces étudiées au sein du même site, et entre les valeurs retrouvées entre les deux sites pour chaque espèce. A l'exception de pH et la chlorophylle entre les espèces où aucune significativité a été observée.

L'acide ascorbique présente une teneur plus élevée à Hassi R'mel qu'Aflou. En revanche, la teneur en chlorophylle totale, le pH et la teneur relative en eau sont supérieures à Aflou.

En ce qui concerne les deux sites, l'ITPA était plus important à Aflou par rapport à celui de Hassi R'mel, et pour les espèces étudiées l'ITPA est de l'ordre décroissant suivant *Eucalyptus globulus* > *Nerium oleander* > *Zizyphus lotus* > *Peganum harmala* avec distinction entre deux groupes d'espèces en termes de leurs ITPA, les espèces spontanées *Zizyphus lotus* et *Peganum harmala* et les espèces cultivées ornementales *Eucalyptus globulus* et *Nerium oleander*.

Les faibles valeurs de l'ITPA à Hassi R'mel permettent de conclure qu'il est pollué par rapport à Aflou.

Les résultats montrent également une variabilité des réponses à la pollution atmosphérique et une persistance des espèces spontanées dans le site pollué de Hassi R'mel. Les réponses des plantes à la pollution atmosphérique varient selon l'espèce végétale en question et le degré et le type des polluants présents dans l'atmosphère. Les espèces à fortes valeurs d'ITPA sont plus favorables à la plantation urbaine, tandis que les espèces à faibles valeurs d'ITPA sont des potentielles bio-indicateurs de la pollution atmosphérique.

Perspectives

Les résultats obtenue laissent entrevoir de nombreuses perspectives qui nécessitent des études plus approfondies, à savoir :

- D'autres études seront généralisées à toute la flore existante dans les milieux urbains de la région de Laghouat pour mieux comprendre et identifier leurs réponses à la pollution atmosphérique.
- Le potentiel usage des espèces autochtone à forte tolérance à la pollution atmosphérique dans l'aménagement des zones urbaines et l'amélioration de la qualité de l'air.
- D'autres études méritent d'être entreprises en utilisant des échantillons directs de l'air (avec des impacteurs ou des spirales) afin de réaliser une évaluation précise, à la fois qualitative et quantitative, des polluants atmosphériques, et pour établir des corrélations entre la bio-indication et les mesures directes.

Références bibliographiques :

Abbott, L. B., Bettmann, G. T., & Sterling, T. M. (2008). *Physiology and Recovery of African Rue (Peganum harmala) Seedlings Under Water-Deficit Stress*. *Weed Science*, 56(1), 52–57. doi:10.1614/ws-07-094.1

Abd El-Kader, E. M., & El-Atrach, E. N. (2023). Evaluation of Some Tree Species Grown at Shubra El-Kheima Zone for Their Bearing to Air Pollution Based on Air Pollution Tolerance Index (APTI).

Abed, E. A., Amini, H., Samadi, N., Kar, S., Hoodaji, M., Shirvani, M., & Porsakhi, K. (2013). Assesment of air pollution tolerance index of higher plants suitable for green belt development in east of Esfahan city, Iran.

Abdoul-Azize, S. (2016). Potential benefits of jujube (*Zizyphus Lotus L.*) bioactive compounds for nutrition and health. *Journal of nutrition and metabolism*.

Ahmad, I., & Sharma, H. K. (2014). Assessment of SO₂ concentration in Ambient Air and its impact on Human health in the city of Gwalior, India. *Octa Journal of Environmental Research*, 2(3).

Akatsu, M. (2015). The problem of air pollution during the Industrial Revolution: A reconsideration of the enactment of the Smoke Nuisance Abatement Act of 1821. *Economic history of energy and environment*, 85-109.

Aksoy, A., & Öztürk, M. A. (1997). *Nerium oleander L.* as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environments. *Science of the Total Environment*, 205(2-3), 145-150.

Alatou, H., & Sahli, L. (2019). Using tree leaves and barks collected from contaminated and uncontaminated areas as indicators of air metallic pollution. *International journal of phytoremediation*, 21(10), 985-997.

Alioua, A., Maizi, N., Semadi, F., Tahar, A., & Kahoul, M. (2008). Détection et Étude de la Pollution mercurielle à L'aide des bio Indicateurs dans la Région de Azzaba (Algérie Orientale). *European Journal of Scientific Research*, 23(2), 187-196.

Alhesnawi, A. S. M., Alsalman, I. M., & Najem, N. A. (2018). Evaluation of air pollution tolerance index of some plants species in Kerbala city, Iraq. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*, 10(6), 1386-1390.

Al-Snafi, A. E. (2020). Bioactive ingredients and pharmacological effects of *Nerium oleander*. *IOSR Journal of Pharmacy*, 10(9), 19-32.

Amrani, O. (2021). Étude floristique et nutritive, spatiotemporelles des principales plantes vivaces des parcours steppiques, naturels et aménagés, de la région de Laghouat (Doctoral dissertation, Ph. D. Thesis, Ouargla University.(in French)).

An, Z., Jin, Y., Li, J., Li, W., & Wu, W. (2018). Impact of particulate air pollution on cardiovascular health. *Current Allergy and Asthma Reports*, 18, 1-7.

Aouimeur, M., Goudjil, T., Rouabhia, A., & Hamiri, M. (2009). Studies of changes of some blood parameters among workers of cement of El Ma El Abiod Tebessa Algeria. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 1(2), 58-71.

Apte, K., & Salvi, S. (2016). Household air pollution and its effects on health.

AirVisual, I. (2023). World air quality report. *Region & City PM2*, 5.

Arnon, D. I. (1949). Copper enzymes in isolated chloroplasts. Polyphenoloxidase in *Beta vulgaris*. *Plant physiology*, 24(1), 1.

Shingade P, Paspohe B, Dokhe S, Gavali P. (2018). Effect of Pollution on Chlorophyll Content in Plants from Urban Locality. *Indian Journal of Applied Research*, Volume-8, Issue-2.

Ayouaz, S., Arab, R., Mouhoubi, K., & Madani, K. (2023). *Nerium oleander* Lin: A Review of Chemical, Pharmacological and Traditional uses. *Journal ISSN*, 2766, 2276.

Azzazy, M. (2016). Environmental impacts of industrial pollution on pollen morphology of *Eucalyptus globulus* Labill.(Myrtaceae). *Journal of Applied Biology and Biotechnology*, 4(5), 057-062.

Badamasi, H. (2017). Biomonitoring of air pollution using plants. *MAYFEB Journal of Environmental Science*, 2.

Badr, O., & Probert, S. D. (1994). Sources of atmospheric carbon monoxide. *Applied energy*, 49(2), 145-195.

Bajaj KL, Kaur G. (1981) Spectrophotometric determination of L-ascorbic acid in vegetables and fruits. *Analyst* 1981;106:117–20.

Björn, L. O., Papageorgiou, G. C., Blankenship, R. E., & Govindjee. (2009). *A viewpoint: Why chlorophyll a? Photosynthesis Research*, 99(2), 85–98. doi:10.1007/s11120-008-9395-x

Baker, P. (2018). Identifying the connection between Roman conceptions of ‘Pure Air’ and physical and mental health in Pompeian gardens (c.150 BC–AD 79): a multi-sensory approach to ancient medicine. *World Archaeology*, 50(3), 404–417. <https://doi.org/10.1080/00438243.2018.1487332>

Bandurska, H. (2022). Drought stress responses: coping strategy and resistance. *Plants*, 11(7), 922.

Barandovski, L.; Stafilov, T.; Šajn, R.; Bačeva Andonovska, K.; Frontasyeva, M.; Zinicovskaia, (2024) I. Assessment of Atmospheric Deposition of Potentially Toxic Elements in Macedonia Using a Moss Biomonitoring Technique. *Sustainability* 2024, 16, 748.

Bargagli, R. (2016). Moss and lichen biomonitoring of atmospheric mercury: A review. *Science of the Total Environment*, 572, 216-231.

Barrs, H. D., & Weatherley, P. E. (1962). A re-examination of the relative turgidity technique for estimating water deficits in leaves. *Australian journal of biological sciences*, 15(3), 413-428.

Belguidoum, A., Haichour, R., Lograda, T., & Ramdani, M. (2022). Biomonitoring of air pollution by lichen diversity in the urban area of Setif, Algeria. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 23(2).

Benammar, M., Abdaoui, A., Ahmad, S. H., Touati, F., & Kadri, A. (2018). A modular IoT platform for real-time indoor air quality monitoring. *Sensors*, 18(2), 581.

Benzineh, S. (1994). SIG pour la gestion de l'activité pastorale de la steppe algérienne

Bibi, D., Tózsér, D., Sipos, B., Molnár, V. É., Simon, E., & Tóthmérész, B. (2024). Complex study of air pollution based on tree species in Vienna. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 17(2), 417-424.

Boczkowski, J. (2021). Pollution atmosphérique et infections virales. In *Annales des Mines-Responsabilité et environnement* (No. 4, pp. 36-41). Cairn/Softwin.

Borowiak, K., & Fidler, J. (2014). Specific leaf area and relative water content of Italian ryegrass leaves exposed to heavy metals in ambient air conditions. *Nauka Przyroda Technologie*, 8(2), 15.

Boughedaoui, M., Kerbachi, R., Kessali, D., & Joumard, R. (2004). Mesure de la pollution plombifère dans l'air ambiant d'Alger. *Pollution Atmosphérique*, 46(181), 105-112.

Boumakhleb, A., Toumi, M., Belhouadjeb, F. A., Hassani, A., & Khadoumi, A. (2020). Lichens as bioindicators of air pollution: results from North Africa region. *Proc Int Acad Ecol Environ Sci*, 10(3), 105-114.

Bourdrel, T., Bind, M. A., Béjot, Y., Morel, O., & Argacha, J. F. (2017). Cardiovascular effects of air pollution. *Archives of cardiovascular diseases*, 110(11), 634-642.

Brat, D., & Pathak, I. R. (2020). Impact of Pollution on Biodiversity: A Review. *IRE J.*, 4 (2), 11, 15.

Brimblecombe P., & Bowler C., (1992) The History of Air Pollution in York, England, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 42:12, 1562-1566, DOI: 10.1080/10473289.1992.10467098

Buheji, M., & Al-Muhannadi, K. (2023). Mitigating Risks of Environmental Impacts on Gaza-Review of Precautions & Solutions post (2023 War). *International Journal of Advanced Research in Engineering and Technology*, 14(7), 15-47.

Burns, R. M. (1990). *Silvics of north America* (No. 654). US Department of Agriculture, Forest Service. (P 299).

Buoli, M., Grassi, S., Caldiroli, A., Carnevali, G. S., Mucci, F., Iodice, S., ... & Bollati, V. (2018). Is there a link between air pollution and mental disorders?. *Environment international*, 118, 154-168.

Cai, J.-Q., Liu, X.-M., Gao, Z.-J., Li, L.-L., & Wang, H. (2021). Chlorophylls derivatives: Photophysical properties, assemblies, nanostructures and biomedical applications. *Materials Today*, 45, 77–92.

- Camargo, M. A., Melgarejo, L. M., Faerito, G., Pérez, I., & Salgado-Negret, B.** (2024). Morphological and biochemical changes in *Quercus humboldtii* in response to warmer and polluted urban areas in a tropical Andean city. *Journal of Urban Ecology*, 10(1), juae010.
- Casares, J., Passerini, G., Barnes, J., Longhurst, J., & Perillo, G. (Eds.).** (2018). *Air pollution XXVI* (Vol. 230). WIT Press. P: 367.
- Cayton, S.** (1960). The Practical Application of the Clean Air Act. *Royal Society of Health Journal*, 80(3), 157-162.
- Chen, C., Lu, Y., Jia, J., Chen, Y., Xue, J., & Liang, H.** (2021). Urban spontaneous vegetation helps create unique landscapes. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 28(7), 593-601.
- Chettah S.E.**(2019) Le secteur des transports routiers: premier pollueur atmosphérique et un des gros énergivores en Algérie... la transition énergétique comme urgence.
- Choudhary, M. P., & Garg, V.** (2013). Causes, consequences and control of air pollution. In All India seminar on methodologies for air pollution control, held at MNIT.
- Choudhary, C. S. and Rao, D. N.** (1977). Study of some factors in plants controlling their susceptibility to SO₂ pollution. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 43, 236-241.
- Chrabańcz, M., & Mróz, L.** (2017). Tree Bark, a valuable source of information on air quality. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(3).
- Conticini, E., Frediani, B., & Caro, D.** (2020). Can atmospheric pollution be considered a co-factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy?. *Environmental pollution*, 261, 114465.
- Conti, M. E., & Cecchetti, G.** (2001). Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment—a review. *Environmental pollution*, 114(3), 471-492.
- Cornelissen, J. H. C., Sibma, F., Van Logtestijn, R. S. P., Broekman, R. A., & Thompson, K.** (2011). Leaf pH as a plant trait: species-driven rather than soil-driven variation. *Functional Ecology*, 25(3), 449–455. doi:10.1111/j.1365-2435.2010.01765.x

Correa-Ochoa, M., Mejia-Sepulveda, J., Saldarriaga-Molina, J., Castro-Jiménez, C., & Aguiar-Gil, D. (2022). Evaluation of air pollution tolerance index and anticipated performance index of six plant species, in an urban tropical valley: Medellin, Colombia. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-20.

Cozea, A., Bucur, E., Lehr, C. B., Pascu, L. F., & Tanase, G. (2018). Aspects regarding the use of some species of plants as bioindicators in air quality assessment.

Culotta, L., Gianguzza, A., & Orecchio, S. (2005). Leaves of *Nerium oleander* L. as bioaccumulators of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the air of Palermo (Italy): extraction and GC-MS analysis, distribution and sources. *Polycyclic Aromatic Compounds*. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 25(4), 327–344. doi:10.1080/10406630500227262

Dawson, D., (1994). Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence. *English Nature Research Report* No. 94, English Nature, Peterborough

Delmas, R., Serça, D., & Jambert, C. (1997). Global inventory of NO_x sources. Nutrient cycling in agroecosystems, 48, 51-60.

Devarakonda, S., Sevusu, P., Liu, H., Liu, R., Iftode, L., & Nath, B. (2013). Real-time air quality monitoring through mobile sensing in metropolitan areas. In *Proceedings of the 2nd ACM SIGKDD international workshop on urban computing* (pp. 1-8).

Dimitrova, I., & Yurukova, L. (2005). Bioindication of anthropogenic pollution with *Plantago lanceolata* (Plantaginaceae): metal accumulation, morphological and stomatal leaf characteristics. *Phytologia Balcanica*, 11(1), 89-96.

Diop, D., Noba, K., Sambou, B., Mbaye, M. S., Kane, A., & Ba, A. T. (2008). Sur les caractères micro-morphologiques du limbe de la feuille de 23 espèces du genre *Ficus* L.(Moraceae). *Webbia*, 63(2), 175-186.

Dong, D., & Wang, J. (2023). Air pollution as a substantial threat to the improvement of agricultural total factor productivity: Global evidence. *Environment International*, 173, 107842.

Dudley, N., & Stolton, S. (1996). Air pollution and biodiversity: a review. Bristol: Montpellier.

Durrett, T. P., & Welty, R. (2021). The tail of chlorophyll: Fates for phytol. *Journal of Biological Chemistry*, 296.

Duque, L., & Steffan-Dewenter, I. (2024). Air pollution: a threat to insect pollination. *Frontiers in Ecology and the Environment*, e2701.

Dwivedi, P. R., Singh, A. O., & Singh, V. C. (2020). Effects of air pollution on chlorophyll content and ascorbic acid concentration and defence mechanism of different plant samples. *Chemical science review and letters*, 9(34), 403-409.

Ebrahimi, F., Ghorbani Nohooji, M., & Miri, S. M. (2018). Agronomic and pharmacological aspects of *Nerium oleander*: an important medicinal plant. In The first national congress and international fair of medicinal plants and strategies for Persian medicine that affect diabetes (pp. 9-11).

Edwin-Wosu, N. L., & Sadare, O. S. (2020). Ecological assessment of Air Pollution Tolerance Indices (APTI) of arboreal epiphytes under ambient environmental condition: a window for selection of bioindicator as biomonitoring agent. *Ethiopian Journal of Environmental Studies & Management*, 13(6).

El-Khatib, A. A., El-Shanawany, A. A., & El-Amery, E. M. (2016). Urban tree leaf as bio-indicator for air pollution around superphosphate fertilizers plant, Upper Egypt. *Journal of Ecology of Health & Environment*, 4(2), 95-101.

El-Khatib A.A., Youssef, N. A. Barakat & N. A. Samir (2020): Responses of *Eucalyptus globulus* and *Ficus nitida* to different potential of heavy metal air pollution, *International Journal of Phytoremediation*, DOI: 10.1080/15226514.2020.1719031

El-Soul, M., Mlitan, A., Elgubbi, H., & Alborokey, S. (2017). Crackers Dust and its Impact on Some Plants In Sassu Valley, Misurata Region, Libya. In *The First Annual Conference on Theories and Applications of Basic and Biosciences. Sebتمبر*.

Espinosa, A. F., & Oliva, S. R. (2006). The composition and relationships between trace element levels in inhalable atmospheric particles (PM₁₀) and in leaves of *Nerium oleander* L. and *Lantana camara* L. *Chemosphere*, 62(10), 1665-1672.

Epstein, B. (1995). Grassroots environmentalism and strategies for social change. *New Political Science*, 16(1), 1-24.

Fadel, D., Djamaï, R., Laïfa, A., Benslama, M., & Boughambouz, I. (2005). Bio-indication de la pollution atmosphérique par les hydrocarbures totaux du complexe pétrochimique de Skikda (nord-est algérien) à l'aide d'une espèce lichénique épiphyte *Xanthoria parietina*. *Revue Ecologie & Environnement*, (ISSN: 1112-5888).

Fadel, D., Djamai, R., & Laifa, A. (2011). Essai d'une cartographie de la qualité de l'air d'une ville industrielle du nord-est algérien par l'utilisation de la bio-indication lichénique. In Séminaire international «Villes & Santé».

Fadel, D., Laifa, A., Djamai, R., & Kholadi, M. K. (2011). Données métrologiques de certains polluants atmosphériques d'une ville du nord-est algérien en vue de leur utilisation dans les études épidémiologiques: cas des pathologies respiratoires. *Journal PCN: Physic Chem. News*, No57, 135-140.

Fadel, D., Abdelkader, D. E. L. L. A. L., Rachid, D. J. A. M. A. I., & Aziz, L. A. I. F. A. (2012). Bio-estimation de la pollution atmosphérique globale d'une ville du Nord-est algérien par la méthode de l'indice de pureté atmosphérique. In Colloque International sur la Bio-surveillance des écosystèmes

Falusi, B. A., Odedokun, O. A., Abubakar, A., & Agoh, A. (2016). Effects of dumpsites air pollution on the ascorbic acid and chlorophyll contents of medicinal plants. *Cogent Environmental Science*, 2(1), 1170585.

Fatima, F., Fatima, N., Amjad, T., Anjum, A., Afzal, T., Riaz, J., & Razzaq, H. (2020). 5. A review on acid rain: An environmental threat. *Pure and Applied Biology (PAB)*, 10(1), 301-310.

Feng, Z., Sun, J., Wan, W., Hu, E., & Calatayud, V. (2014). Evidence of widespread ozone-induced visible injury on plants in Beijing, China. *Environmental pollution*, 193, 296-301.

Fiore, A. M., Naik, V., & Leibensperger, E. M. (2015). Air quality and climate connections. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 65(6), 645-685.

Food and Agriculture Organisation of the United Nations (2012). Wildlife in a changing climate. Rome, 2012.

Geetha M., Raja G., (2023) Assessment of Biophysiological Response of Plants Grown In Urban Area, *International Journal of Advance and Applied Research. Assessment*, 10(5).

Giri, S., Shrivastava, D., Deshmukh, K., & Dubey, P. (2013). Effect of air pollution on chlorophyll content of leaves. *Current Agriculture Research Journal*, 1(2), 93-98.

Ghedira, K. (2013). *Zizyphus lotus* (L.) Desf.(Rhamnaceae): jujubier sauvage. *Phytothérapie*, 11(3), 149-153.

Ghennam, K., & Abdoun, F. (2017). Biosurveillance par SIG de la qualité de l'air d'une cité méditerranéenne (Alger), diversité lichénique, indice de pureté atmosphérique (IPA) et indice d'impact humain (IIH). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 72(2), 134-146.

Gholami, A., Mojiri, A., & Amini, H. (2016). Investigation of the Air Pollution Tolerance Index (APTI) using some plant species in Ahvaz region. *JAPS: Journal of Animal & Plant Sciences*, 26(2).

Hamdani, M., Krichen, K., & Chaieb, M. (2019). Predicting leaf trait variability as a functional descriptor of the effect of climate change in three perennial grasses. *Diversity*, 11(12), 233.

Hamliche, V., Merad, R., & Azzouz, M. (2013). Laurier rose. *Collection Phytothérapie Pratique*, 157–166. doi:10.1007/978-2-8178-0375-3_22

Hanif, N. M., Hawari, N. S. S. L., Othman, M., Abd Hamid, H. H., Ahamad, F., Uning, R., ... & Latif, M. T. (2021). Ambient volatile organic compounds in tropical environments: potential sources, composition and impacts—a review. *Chemosphere*, 285, 131355.

Hayat, U., Jilani, M. I., Rehman, R., & Nadeem, F. (2015). A Review on *Eucalyptus globulus*: A new perspective in therapeutics. *Int. J. Chem. Biochem. Sci*, 8, 85-91.

Heidorn, K. C. (1978). A chronology of important events in the history of air pollution meteorology to 1970. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 59(12), 1589-1597.

He, G., Pan, Y., & Tanaka, T. (2020). The short-term impacts of COVID-19 lockdown on urban air pollution in China. *Nature sustainability*, 3(12), 1005-1011.

Heath, R. L. (1980). Initial events in injury to plants by air pollutants. *Annual review of plant physiology*, 31(1), 395-431.

Holman, C. (1999). *Sources of Air Pollution. Air Pollution and Health*, 115–148. doi:10.1016/b978-012352335-8/50083-1

Huang, C., Shan, W., & Xiao, H. (2018). Recent advances in passive air sampling of volatile organic compounds. *Aerosol and Air Quality Research*, 18(3), 602-622.

Huang, L., Xie, R., & Yang, G. (2022). The impact of lockdown on air pollution: Evidence from an instrument. *China Economic Review*, 71, 101731.

Hu, Q., Feng, Y., & Xu, M. (2021). Are there heterogeneous impacts of air pollution on mental health?. *Frontiers in Public Health*, 9, 780022.

IAHO ,OMS. (2023) Pollution atmosphérique : le tueur invisible.

International Court of Justice. Registry, & United Nations. Legal Department. (1948). *Recueil Des Sentences Arbitrales* (Vol. 10). UN.

Jacob, D. J., & Winner, D. A. (2009). Effect of climate change on air quality. *Atmospheric environment*, 43(1), 51-63.

Javanmard, Z., Kouchaksaraei Tabari, M., Bahrami, H., Hosseini, S. M., Sanavi, S. A. M. M., & Struve, D. (2019). Dust collection potential and air pollution tolerance indices in some young plant species in arid regions of Iran. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 12(6), 558.

Javanmard Z, Kouchaksaraei MT, Pandey HSM, AK, (2020) Assessment of anticipated performance index of some deciduous plant species under dust air pollution. *Environ Sci Pollut Res* 27(31):38987–38994. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09957-w>

Joshi, P. C., & Swami, A. (2009). Air pollution induced changes in the photosynthetic pigments of selected plant species. *Journal of Environmental Biology*, 30(2), 295-298.

Journal Officiel de la Republique Algérienne N°43 , 20 Jomada El Oula 1424- 20 Juillet 2003. [En Ligne], Consulté le 8/03/2024 sur : <https://droit.mjustice.dz/sites/default/files/loi-03-10-fr.pdf>

Jyothi, N. R. (2020). Heavy metal sources and their effects on human health. Heavy Metals-Their Environmental Impacts and Mitigation.

Kaddouri, M. A. (2021). Ecologie trophique du hérisson du désert *Hemiechinus aethiopicus ehrenberg* 1833 (mammalia: erinaceidae) dans la région de Laghouat (Doctoral dissertation).

Karmakar, D., Deb, K., & Padhy, P. K. (2021). Ecophysiological responses of tree species due to air pollution for biomonitoring of environmental health in urban area. *Urban Climate*, 35, 100741.

Karmakar, D., & Padhy, P. K. (2019). Air pollution tolerance, anticipated performance, and metal accumulation indices of plant species for greenbelt development in urban industrial area. *Chemosphere*, 237, 124522.

Klumpp, G., Furlan, C. M., Domingos, M., & Klumpp, A. (2000). *Response of stress indicators and growth parameters of Tibouchina pulchra Cogn. exposed to air and soil pollution near the industrial complex of Cubatão, Brazil. Science of The Total Environment*, 246(1), 79–91. doi:10.1016/s0048-9697(99)00453-2

Khelil, R., El Hadj-Khelil, A. O., Dadamoussa, B., Cabello-Hurtado, F., & Esnault, M. A. (2015). Effet de la pollution atmosphérique par les hydrocarbures sur le lichen *Xanthoria parietina* (L.) Th (Teloschistaceae) dans la zone de Hassi Messaoud (Sahara septentrional algérien. *Algerian Journal of Arid Environment*, 4(2), 98-106.

Khomenko, S., Cirach, M., Pereira-Barboza, E., Mueller, N., Barrera-Gómez, J., Rojas-Rueda, D., ... & Nieuwenhuijsen, M. (2021). Premature mortality due to air pollution in European cities: a health impact assessment. *The Lancet Planetary Health*, 5(3), e121-e134.

Kioumourtzoglou, M. A., Power, M. C., Hart, J. E., Okereke, O. I., Coull, B. A., Laden, F., & Weisskopf, M. G. (2017). The association between air pollution and onset of depression among middle-aged and older women. *American journal of epidemiology*, 185(9), 801-809.

Korčėková, R., Gregušková, E., Kmet'ová, M., & Janiga, M. (2015). In situ monitoring of air pollutants in the Ružomberok area - vascular plants as indicators. *Oecologia Montana*, 24(2), 50-59.

Ksenzhek OS, Volkov AG. (1998) Plant energetics. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier.

Kuddus, M., Kumari, R., & Ramteke, P. W. (2011). Studies on air pollution tolerance of selected plants in Allahabad city, India. *Journal of Environmental Research and Management*, 2(3), 042-046.

Kuklinska, K., Wolska, L., & Namiesnik, J. (2015). Air quality policy in the US and the EU—a review. *Atmospheric Pollution Research*, 6(1), 129-137.

Leaning, J. (2000). Environment and health: 5. Impact of war. *CMAJ*, 163(9), 1157-1161.

Leonard, R. J., Pettit, T. J., Irga, P., McArthur, C., & Hochuli, D. F. (2019). Acute exposure to urban air pollution impairs olfactory learning and memory in honeybees. *Ecotoxicology*, 28, 1056-1062.

Li, S., Yan, N., Tanveer, M., Zhao, Z., Jiang, L., & Wang, H. (2023). Seed germination ecology of the medicinal plant peganum harmala (Zygophyllaceae). *Plants*, 12(14), 2660.

Lindén, J., Gustafsson, M., Uddling, J., Watne, Å., & Pleijel, H. (2023). Air pollution removal through deposition on urban vegetation: The importance of vegetation characteristics. *Urban Forestry & Urban Greening*, 81, 127843.

Liu, Y. J., & Ding, H. U. I. (2008). Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: Implication for landscape-plant species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and development*, 4(1), 24-32.

Lu, Y., Li, X., He, M., Zhao, X., Liu, Y., Cui, Y., ... Tan, H. (2009). Seedlings growth and antioxidative enzymes activities in leaves under heavy metal stress differ between two desert plants: a perennial (*Peganum harmala*) and an annual (*Halogeton glomeratus*) grass. *Acta Physiologiae Plantarum*, 32(3), 583–590. doi:10.1007/s11738-009-0436-7

Maan, A., & Kumar, R. (2016). Exploring the natural combating powers of plant species against air pollution by assessing their APTI values. *International Journal of Environmental Sciences*, 7(2), 213.

MacKerron, G., & Mourato, S. (2009). *Life satisfaction and air quality in London. Ecological Economics*, 68(5), 1441–1453.

Madan, S., & Verma, P. (2015). Assessment of air pollution tolerance index of some trees in Haridwar City, Uttarakhand. *Journal of Environmental Biology*, 36(3), 645.

Mahato, A. (2014). Climate change and its impact on agriculture. *International journal of scientific and research publications*, 4(4), 1-6.

Mahmood, F., Khokhar, M. F., & Mahmood, Z. (2020). Examining the relationship of tropospheric ozone and climate change on crop productivity using the multivariate panel data techniques. *Journal of environmental management*, 272, 111024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111024>

Maizi, Naila., Alioua, Amel, et Tahar, Ali. (2012) Jumelage des bio-indicateurs et d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air pour la détection de la pollution par le SO₂ dans la région de Annaba (Algérie). BASE, 2012.

Malav, L. C., Kumar, S., Islam, S., Chaudhary, P., & Khan, S. A. (2022). Assessing the environmental impact of air pollution on crops by monitoring air pollution tolerance index (APTI) and anticipated performance index (API). *Environmental Science and Pollution Research*, 29(33), 50427-50442.

Mancebo, S. E., & Wang, S. Q. (2015). Recognizing the impact of ambient air pollution on skin health. *Journal of the European Academy of Dermatology and Venereology*, 29(12), 2326-2332.

Markert, B. (2007). Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 21, 77-82.

Melfou, K., Theocharopoulos, A., & Papanagiotou, E. (2007). Total factor productivity and sustainable agricultural development. *Economics and rural development*, 3(1), 32-38.

Meo, S. A., & Suraya, F. (2015). Effect of environmental air pollution on cardiovascular diseases. *European Review for Medical & Pharmacological Sciences*, 19(24).

Merabti, K., Rebbas, K., Beddiar, A., Ait Hammou, M., & Boutabia, L. (2018). Inventaire des lichens de la région Est d'Alger et leurs utilisations comme bioindicateurs de la pollution atmosphérique. *Revue Ecologie-Environnement* (14) , 1112-5888.

- Mesquita, G. L., Tanaka, F. A. O., Cantarella, H., & Mattos, D.** (2010). *Atmospheric Absorption of Fluoride by Cultivated Species. Leaf Structural Changes and Plant Growth. Water, Air, & Soil Pollution*, 219(1-4), 143–156. doi:10.1007/s11270-010-0694-4
- Mills, G., Sharps, K., Simpson, D., Pleijel, H., Frei, M., Burkey, K., ... & Agrawal, M.** (2018). Closing the global ozone yield gap: Quantification and cobenefits for multistress tolerance. *Global Change Biology*, 24(10), 4869-4893.
- Mishra, M., & Sahu, N. C.** (2021). Air Pollution: A Threat to Biodiversity. *International Journal of Environmental Sciences*, 7(2).
- Moharana, B. K., Anand, P., Kumar, S., & Kodali, P.** (2020). Development of an IoT-based real-time air quality monitoring device. In 2020 *International conference on communication and signal processing (ICCSP)* (pp. 191-194). IEEE.
- Molnár, V. É., Tózsér, D., Szabó, S., Tóthmérész, B., & Simon, E.** (2020). Use of leaves as bioindicator to assess air pollution based on composite proxy measure (APTI), dust amount and elemental concentration of metals. *Plants*, 9(12), 1743.
- Moloudizargari, M., Mikaili, P., Aghajanshakeri, S., Asghari, M., & Shayegh, J.** (2013). Pharmacological and therapeutic effects of *Peganum harmala* and its main alkaloids. *Pharmacognosy Reviews*, 7(14), 199. doi:10.4103/0973-7847.120524
- Monk, R. J., & Murray, F.** (1995). The relative tolerance of some *Eucalyptus* species to ozone exposure. *Water, air, and soil pollution*, 85, 1405-1411.
- Mosley, S.** (2014). Environmental history of air pollution and protection. In *The basic environmental history* (pp. 143-169). Cham: *Springer International Publishing*.
- Moussaoui, F.** (2020). Etude épidémiologique et impact du plomb sur le risque de faible poids de naissance dans la région de Sidi Bel Abbés (Doctoral dissertation).
- Mukherjee, A., & Agrawal, M.** (2017). World air particulate matter: sources, distribution and health effects. *Environmental chemistry letters*, 15, 283-309.
- Murray, C. J., Aravkin, A. Y., Zheng, P., Abbafati, C., Abbas, K. M., Abbasi-Kangevari, M., ... & Borzouei, S.** (2020). Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The lancet*, 396(10258), 1223-1249.

Nakazato, R. K., Esposito, M. P., Cardoso-Gustavson, P., Bulbovas, P., Pedroso, A. N. V., de Assis, P. I. L. S., & Domingos, M. (2018). Efficiency of biomonitoring methods applying tropical bioindicator plants for assessing the phytotoxicity of the air pollutants in SE, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 19323-19337.

Nali, C., Crocicchi, L., & Lorenzini, G. (2004). Plants as indicators of urban air pollution (ozone and trace elements) in Pisa, Italy. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(7), 636-645.

Nandy, A., Talapatra, S. N., Bhattacharjee, P., Chaudhuri, P., & Mukhopadhyay, A. (2014). Assessment of morphological damages of leaves of selected plant species due to vehicular air pollution, Kolkata, India. *International Letters of Natural Sciences*, 4.

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. *Int J Tuberc Lung Dis*, 7(3), 223-231.

Nedjimi, B. (2019). Germination characteristics of *Peganum harmala* L. (Nitrariaceae) subjected to heavy metals: implications for the use in polluted dryland restoration. *International Journal of Environmental Science and Technology*. doi:10.1007/s13762-019-02600-3

Newman, J. R., Schreiber, R. K., & Novakova, E. (1992). Air Pollution Effects on Terrestrial and Aquatic Animals. *Air Pollution Effects on Biodiversity*, 177-233. doi:10.1007/978-1-4615-3538-6_10

Nouchi, I. (1993). Acid Precipitation in Japan and Its Impact on Plants. Effect of acid precipitation on growth or yield of crops and forest decline.

Nuvolone, D., Petri, D., & Voller, F. (2018). The effects of ozone on human health. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 8074-8088.

Ogboru, R. O., Akintan, C. I., Olarewaju, T. O., Idibie, C. A., & Akhiden, L. O. (2022). Biochemical parameters and air pollution tolerance index of trees along New Ife Road and within forestry research institute of Nigeria in Ibadan, Oyo State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 26(9), 1467-1472.

Ogagaoghene, A. J. (2017). pH level, ascorbic acid, proline and soluble sugar as bio-indicators for pollution. *ChemSearch Journal*, 8(2), 41-49.

Ogunkunle, C. O., Suleiman, L. B., Oyedeji, S., Awotoye, O. O., & Fatoba, P. O. (2015). Assessing the air pollution tolerance index and anticipated performance index of some tree species for biomonitoring environmental health. *Agroforestry Systems*, 89(3), 447–454. doi:10.1007/s10457-014-9781-7

Omar, Y., M'hamed, M., Nadera, A., Amine, H., & Mokhtar, A. (2015). Bioaccumulation de la pollution plombique d'origine routiere au moyen d'une mousse (bryum argenteum) dans la ville de tiaret (Algérie): classes de pollution et cartographie. *European Scientific Journal*, ESJ, 11(8).

Otles, S., & Yildiz, H. (2003). Dioxin in food and human health. *Electron. J. Environ. Agric. Food Chem*, 2(5), 593-608.

Otuu, F. C., Inya-Agha, S. I., Ani, U. G., Ude, C. M., & Inya-Agha, T. O. (2014). Air Pollution Tolerance Indices (APTI) of six ornamental plants commonly marketed at “Ebano Tunnel” floral market. *Enugu Urban, Enugu State, Nigeria. Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 8(1), 51-55.

Pabst, M. A., & Hofer, F. (1998). Deposits of different origin in the lungs of the 5,300-year-old Tyrolean Iceman. *American Journal of Physical Anthropology: The Official Publication of the American Association of Physical Anthropologists*, 107(1), 1-12.

Pagen, F. J. J. (1987). Oleanders; *Nerium L.* and the Oleander cultivars. Series of revisions of Apocynaceae XX (No. 87-2). *Wageningen Agricultural University*.

Palczewska, M. (2022). Environmental Impact of Wars and Armed Conflicts. In International conference KNOWLEDGE-BASED ORGANIZATION (Vol. 28, No. 1, pp. 100-104).

Panda, L. L., Aggarwal, R. K., & Bhardwaj, D. R. (2018). A review on air pollution tolerance index (APTI) and anticipated performance index (API). *Current World Environment*, 13(1), 55.

Pandey AK, Pandey M, Tripathi BD (2016) Assessment of air pollution tolerance index of some plants to develop vertical gardens near street canyons of a polluted tropical city. *Ecotoxicol Environ Safe* 134:358–364. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.08.028>

Pawar, K., Dube, B., Maheshwari, R., & Bafna, A. (2010). Biochemical aspects of air pollution induced injury symptoms of some common ornamental road side plants. *Int J Biol Med Res*, 1(4), 291-294.

Pistelli, L., D'Angiolillo, F., Morelli, E., Basso, B., Rosellini, I., Posarelli, M., & Barbafieri, M. (2017). *Response of spontaneous plants from an ex-mining site of Elba island (Tuscany, Italy) to metal(loid) contamination. Environmental Science and Pollution Research*, 24(8), 7809–7820. doi:10.1007/s11356-017-8488-5

Popek, R., Fornal-Pieniak, B., Dąbrowski, P., & Chyliński, F. (2023). The role of spontaneous flora in the mitigation of particulate matter from traffic roads in an urbanised area. *Sustainability*, 15(9), 7568.

Qing Li, Q., Loganath, A., Seng Chong, Y., Tan, J., & Philip Obbard, J. (2006). Persistent organic pollutants and adverse health effects in humans. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 69(21), 1987-2005.Li

Rahal, F., Hadjou, Z., Blond, N., & Aguejdad, R. (2018). Croissance urbaine, mobilité et émissions de polluants atmosphériques dans la région d'Oran, Algérie. *Cybergeog: European Journal of Geography*.

Rai, P. K. (2016). Impacts of particulate matter pollution on plants: Implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicology and environmental safety*, 129, 120-136.

Rai, P. K., & Panda, L. L. (2014). Dust capturing potential and air pollution tolerance index (APTI) of some road side tree vegetation in Aizawl, Mizoram, India: an Indo-Burma hot spot region. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 7, 93-101.

Rai, P. K., Panda, L. L., Chutia, B. M., & Singh, M. M. (2013). Comparative assessment of air pollution tolerance index (APTI) in the industrial (Rourkela) and non industrial area (Aizawl) of India: An ecomanagement approach. *African journal of environmental science and technology*, 7(10), 944-948.

Reid, H. (2006) Climate Change and Biodiversity in Europe. *Conservation and Society* 4(1):p 84-101, Jan–Mar 2006.

Rao, D. N. (1977). Use of plants as indicators and monitor of sulphur dioxide pollution. *Chemical Age of India* 28, 665-672.

Ryalls, J. M., Langford, B., Mullinger, N. J., Bromfield, L. M., Nemitz, E., Pfrang, C., & Girling, R. D. (2022). Anthropogenic air pollutants reduce insect-mediated pollination services. *Environmental Pollution*, 297, 118847.

Salemkour, N., Benchouk, K., Nouasria, D., Kherief, N., & Belhamra, M. (2013). Effets de la mise en repos sur les caractéristiques floristiques et pastorale des parcours steppiques de la région de Laghouat (Algérie). *Journal Algérien des Régions Arides*.

Salih, A. A., Mohamed, A. A., Abahussain, A. A., & Tashtoosh, F. (2017). Use of Some trees to mitigate air and soil pollution around oil refinery, Kingdom of Bahrain. *J. Environ. Sci. Pollut. Res*, 3(2), 167-170.

Saxena, P., & Sonwani, S. (2019). *Criteria Air Pollutants and their Impact on Environmental Health*. doi:10.1007/978-981-13-9992-3

Scholz, F., & Reck, S. (1977). Effects of acids on forest trees as measured by titration in vitro, inheritance of buffering capacity in *Picea abies*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 8, 41-45.

Sharma, B., Bhardwaj, S. K., Kaur, L., & Sharma, A. (2017). Evaluation of air pollution tolerance index (APTI) as a tool to monitor pollution and green belt development: A review. *Journal of Applied and Natural Science*, 9(3), 1637-1643.

Shrestha, S., Baral, B., Dhital, N. B., & Yang, H. H. (2021). Assessing Air Pollution Tolerance of Plant Species in Vegetation Traffic Barriers in Kathmandu Valley, Nepal. *Sustainable Environment Research*, 31, Article No. 3.

Shingade A.p., Paspohe M.B., Dokhe S.S., Gavali P. (2018) Effect of Air Pollution on Chlorophyll Content in Plants from Urban Locality. *Environmental Science* , Volume-8 , Issue-2 ,2249-555X

Sillmann, J., Aunan, K., Emberson, L., Büker, P., Van Oort, B., O'Neill, C., ... & Brisebois, A. (2021). Combined impacts of climate and air pollution on human health and agricultural productivity. *Environmental Research Letters*, 16(9), 093004.

Simon, E., Molnár, V. É., Lajtos, D., Bibi, D., Tóthmérész, B., & Szabó, S. (2021). Usefulness of tree species as urban health indicators. *Plants*, 10(12), 2797.

Singh, Anita and Madhoolika Agrawal. (2008). Acid rain and its ecological consequences. *Journal of Environmental Biology*. 29(1) 15-24.

Singh, S. K. and Rao, D. N. (1983). Evaluation of plants for their tolerance to air pollution. In Proceedings of the Symposium on Air Pollution Control, November, pp. 218-224.

Singh, S. K., Rao, D. N., Agrawal, M., Pandey, J., & Naryan, D. (1991). Air pollution tolerance index of plants. *Journal of Environmental Management*, 32(1), 45-55.

Skrynetska, I., Karcz, J., Barczyk, G., Kandziora-Ciupa, M., Ciepał, R., & Nadgórska-Socha, A. (2019). Using *Plantago major* and *Plantago lanceolata* in environmental pollution research in an urban area of Southern Poland. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 23359-23371.

Sokhi, R. S., Moussiopoulos, N., Baklanov, A., Bartzis, J., Coll, I., Finardi, S., ... & Kukkonen, J. (2022). Advances in air quality research—current and emerging challenges. *Atmospheric chemistry and physics*, 22(7), 4615-4703.

Taibi, Y., Cahdli, M., Ziane M. (2022) Industrial Risk Assessment Around Pentane Storage Tank in Hassi R'mel City Algeria, using areal location of hazardous atmospheres (ALOHA) software. *EM International* ISSN 0257–8050 DOI No.: <http://doi.org/10.53550/PR.2022.v41i03.014>

Tak, A. A., & Kakde, U. B. (2017). Assessment of air pollution tolerance index of plants: a comparative study. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*, 9(7), 83-89.

Takano, A. P. C., Rybak, J., & Veras, M. M. (2024) Bioindicators and human biomarkers as alternative approaches for cost-effective assessment of air pollution exposure. *Frontiers in Environmental Engineering*, 3, 1346863.

Tanaka, K., Otsubo, T. and Kondo, N. (1982). Participation of hydrogen peroxide in the inactivation of Calvin-cycle SH enzymes in SO₂-fumigated spinach leaves. *Plant Cell Physiology* 28, 1009-1018.

Teketay, D. (2000). Facts and experiences on Eucalypts in Ethiopia and elsewhere: Ground for making life informed decisions. *Walia*, 2000(21), 25-46.

Thorsheim, P. (2006). *Inventing pollution: coal, smoke, and culture in Britain since 1800.* Ohio University Press.

Tlili, N., Aimeur, N., Boughediri, L., Tahhar, A., & Chaoui, F. (2009). Effets de la pollution atmosphérique sur les feuilles et le pollen de *rosa odorata* dans la région de Annaba (Confrontation avec les données de SAMA SAFIA). *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*, 20, 22-30.

Travaglio, M., Yu, Y., Popovic, R., Selley, L., Leal, N. S., & Martins, L. M. (2021). Links between air pollution and COVID-19 in England. *Environmental pollution*, 268, 115859.

Tripathi, A. K., & Gautam, M. (2007). Biochemical parameters of plants as indicators of air pollution. *Journal of environmental biology*, 28(1), 127.

Tzivian, L., Winkler, A., Dlugaj, M., Schikowski, T., Vossoughi, M., Fuks, K., ... Hoffmann, B. (2015). Effect of long-term outdoor air pollution and noise on cognitive and psychological functions in adults. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 218(1), 1–11. doi:10.1016/j.ijheh.2014.08.002.

Unfccc (2023) , Premier rapport biennal actualisé de l'Algérie à la convention cadre des nations unies sur le changement climatiques – Octobre,2023

Unies, N (2000) . Nous, les peuples : le rôle des Nations Unies au XXI^e siècle Rapport du Secrétaire général. New York, Etats-Unis.

Unies, N. (1992). *Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques.* New York, 9.

Unies, N. (1973), Rapport de la conférences des nations sur l'environnement ; Stockholm 5-16 Juin 1972

Unies, N. (1998). Protocole de Kyoto la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques. Kyoto, Japon.

United Nation ‘Treaty Collection’, VOL-2 ;Chapter XXVII. Environment 2. Vienna Convention for the Protection of the Ozone Layer. Vienna, 22 March 1985 [En Ligne] , consulté le 14/03/2024 sur https://treaties.un.org/pages/ViewDetails.aspx?src=TREATY&mtdsg_no=XXVII-2&chapter=27&clang=_en

United Nation ‘Treaty Collection’, VOL-2; Chapter XXVII. Environment, 2. a). Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. Montreal, 16 September 1987[En Ligne], consulté le 14/03/2024 sur : https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=IND&mtdsg_no=XXVII-2-a&chapter=27&clang=_fr

United Nations Economic Commission for Europe. (1979). Convention on long-range transboundary air pollution.

Venter, Z. S., Aunan, K., Chowdhury, S., & Lelieveld, J. (2020). COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(32), 18984-18990.

Verma, A., & Singh, S. N. (2006). Biochemical and ultrastructural changes in plant foliage exposed to auto-pollution. *Environmental monitoring and assessment*, 120, 585-602.

Washington, S. H., Goodall, H., & Rosier, P. C. (Eds.). (2006). Echoes from the poisoned well: Global memories of environmental injustice. Lexington Books.

Weber, C. (2013). *Ecosystem Services Provided by Urban Vegetation: A Literature Review. Urban Environment*, 119–131. doi:10.1007/978-94-007-7756-9_10

Wexler, P. (2014). History of toxicology and environmental health: toxicology in antiquity II. Academic Press.

World Health Organization. (2022). Compendium of WHO and other UN guidance on health and environment (No. WHO/HEP/ECH/EHD/22.01) : Chapter 2 : Air Pollution. World Health Organization. –

World Health Organization (2021) WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva: World Health Organization.

World Health Organization. (2021). Human health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons as ambient air pollutants: report of the Working Group on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons of the Joint Task Force on the Health Aspects of Air Pollution.

World Health Organization (2016). A global Assessment of Exposure and Burden of Disease. *World Health Organization: Geneva, Switzerland*, 360.

World Health Organization. (2014). WHO guidelines for indoor air quality: household fuel combustion. World Health Organization.

World Health Organization. (2000). Air quality guidelines for Europe. World Health Organization. Regional Office for Europe.

Xie, X., Semanjski, I., Gautama, S., Tsiligianni, E., Deligiannis, N., Rajan, R. T., ... & Philips, W. (2017). A review of urban air pollution monitoring and exposure assessment methods. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 6(12), 389.

Yu, T., Wang, W., Ciren, P., & Sun, R. (2018). An assessment of air-quality monitoring station locations based on satellite observations. *International journal of remote sensing*, 39(20), 6463-6478.

Zalakeviciute, R., Mejia, D., Alvarez, H., Bermeo, X., Bonilla-Bedoya, S., Rybarczyk, Y., & Lamb, B. (2022). War impact on air quality in Ukraine. *Sustainability*, 14(21), 13832.

Zenna, F. G., Taha, L. S., & Shahin, S. M. (2019). EVALUATION OF SOME JAPANESE'S GARDEN PLANT SPECIES FOR ITS TOLERANCE TO AIR POLLUTION B. COMPARISON OF DIFFERENT SPECIES OF THE FAMILY GROWN IN DIFFERENT PARTS OF THE GARDEN. *Egyptian Journal of Agricultural Research*, 97(4), 727-743.

Zheng, Y., Shen, D., Wu, S., Han, Y., Li, S., Tang, F., ... Liu, Y. (2018). Uptake effects of toxic heavy metals from growth soils into jujube and persimmon of China. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-018-2959-1

Zhang, T., Yu, L. X., Zheng, P., Li, Y., Rivera, M., Main, D., & Greene, S. L. (2015). Identification of loci associated with drought resistance traits in heterozygous autotetraploid alfalfa (*Medicago sativa* L.) using genome-wide association studies with genotyping by sequencing. *PLoS one*, 10(9), e0138931.

Zouari, M., Elloumi, N., Mezghani, I., Labrousse, P., Ben Rouina, B., Ben Abdallah, F., & Ben Ahmed, C. (2018). A comparative study of Air Pollution Tolerance Index (APTI) of some fruit plant species growing in the industrial area of Sfax, Tunisia. *Pollution*, 4(3), 439-446.

Références électroniques :

La base de données de 'Organisation Mondiale de la Santé (Observatoire de la Santé Mondiale), consulté de 12.05. 2024: <https://www.who.int/data/gho>

(Acc) Ministère de l'Intérieur, des Collectivités Locales et de l'Aménagement du Territoire, monographie de Laghouat, consulté le 16/05/2024 sur : https://interieur.gov.dz/Monographie/detail_axe.php?wilaya=3&type=potentialite

(Image 2) L'impact des pluies acides les feuille sur :

https://www.routard.com/photos/costa_rica/1457967volcan_poas_feuilles_brulees_par_les_pluies_acide.htm

(Image 5) *Xanthoria parietin*, lichen épiphytes utilisé pour la bio-indication de la pollution atmosphérique, sur : <https://www.gbif.org/occurrence/4847340938>

(Image 6): *Funaria hygrometrica*, une mousse utilisé pour la bio-indication de la pollution atmosphérique, sur : <https://www.gbif.org/occurrence/4519289549>

(Image 11) : Le complexe gazier de Hassi R'mel, Laghouat, sur : <https://www.algerie-eco.com/2016/02/23/complexe-gazier-de-hassi-rmel-de-nouvelles-installations-augmenter-production/#:~:text=Implant%C3%A9%20sur%20une%20surface%20de,et%20la%20soci%C3%A9t%C3%A9%20espagnole%20Abener>

(Figure 5) Carte de la pollution atmosphérique en NO₂ en 2018 par imagerie satellitaire, sur : <https://www.copernicus.eu/fr/node/8167>

(Figure 6) : Carte de situation géographique de la wilaya de Laghouat, sur : https://www.researchgate.net/figure/Carre-de-la-wilaya-de-Laghouat-Map-of-the-wilaya-of-Laghouat_fig1_348569938

USDA, base de données systématique : la classification botanique d'*Eucalyptus globulus* , consulté le 10/05/2024 sur : <https://plants.usda.gov/home/classification/84822>

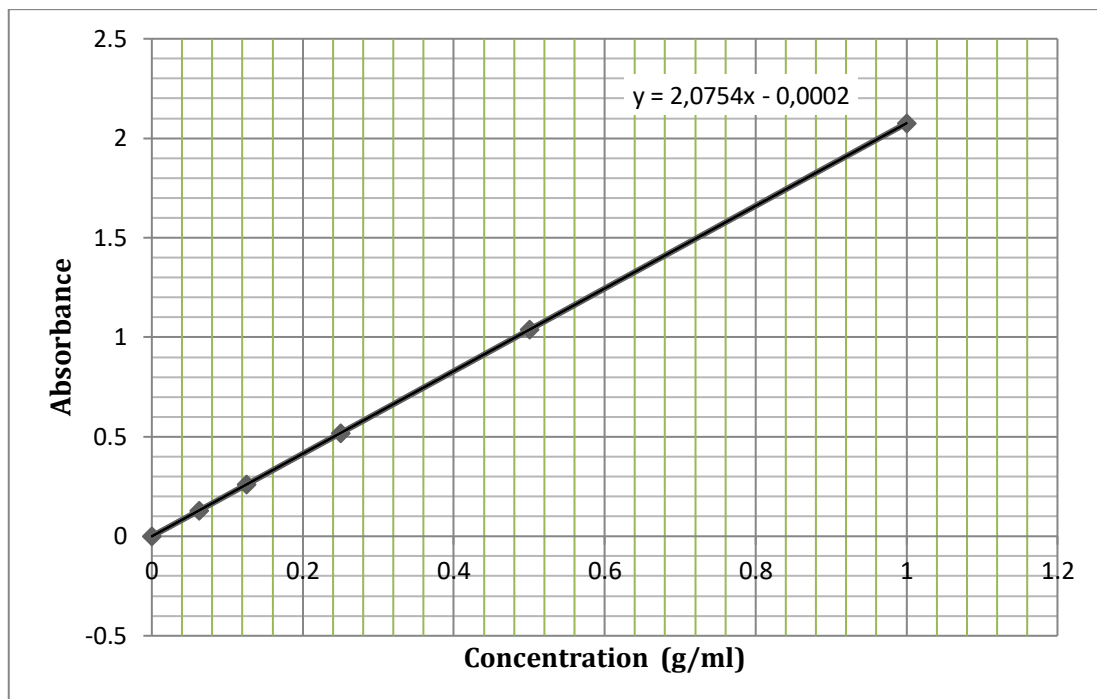
USDA, base de donnée systématique : la classification botanique de *Nerium oleander*, consulté le 10.05.2024 : <https://plants.sc.egov.usda.gov/home/plantProfile?symbol=NEOL>

USDA, base de donnée systématique : la classification botanique de *Peganum harmala*, consulté le 11.05.2024 sur: <https://plants.usda.gov/home/plantProfile?symbol=PEHA>

USDA , base de donnée systématique : la classification botanique de *Zizyphus lotus* , consulté le 11.05.2024 sur : <https://plants.usda.gov/home/plantProfile?symbol=ZILO>

Annexes

Annexe 1 : La courbe d'étalonnage de l'acide ascorbique

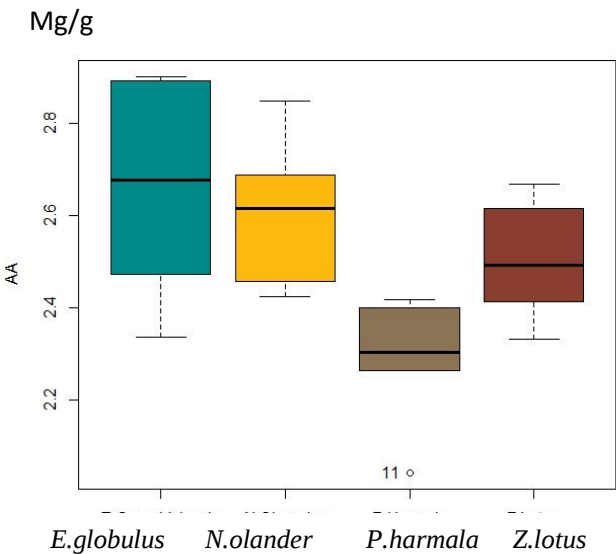
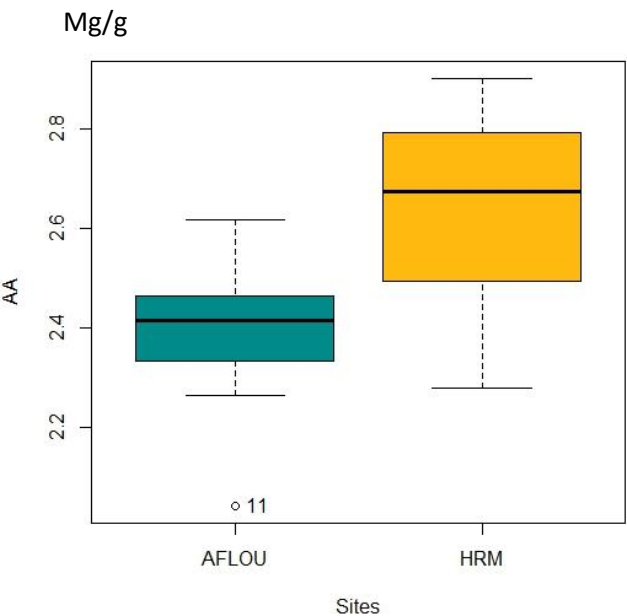


Annexe 2 : Les résultats de l'étude statistique (test ANOVA à deux facteurs au seuil de 5%) :

AA (mg/g)

```
> AnovaModel1.3 <- lm(AA ~ Espèces*Sites, data=ANOVA, contrasts=list(Espèces ="contr.Sum", Sites ="contr.Sum"))
> Anova(AnovaModel1.3)
Anova Table (Type II tests)

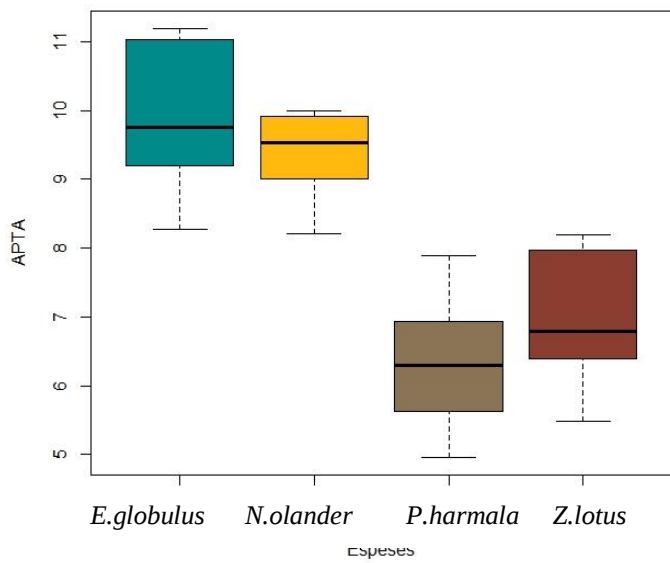
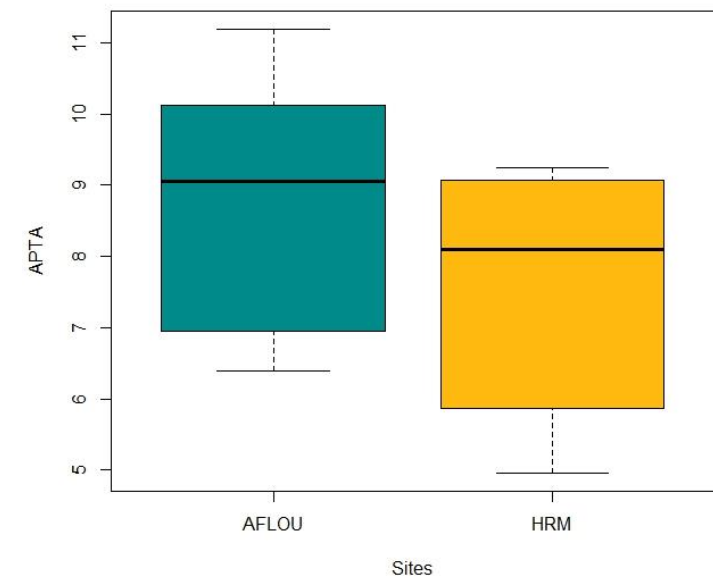
Response: AA
      Sum Sq Df F value    Pr(>F)
Espèces    0.48483  3 15.4191 0.00005580 ***
Sites      0.34895  1 33.2927 0.00002871 ***
Espèces:Sites 0.05227  3  1.6623    0.215
Residuals   0.16770 16
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```



APTA

```
> AnovaModel.5 <- lm(APTA ~ Espèses*Sites, data=ANOVA, contrasts=list(Espèses ="contr.Sum", Sites ="contr.Sum"))
> Anova(AnovaModel.5)
Anova Table (Type II tests)

Response: APTA
      Sum Sq Df F value    Pr(>F)
Espèses    55.012  3 36.5308 0.0000002181 ***
Sites       9.789  1 19.5006  0.0004327 ***
Espèses:Sites  1.675  3  1.1124  0.3732126
Residuals    8.032 16
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

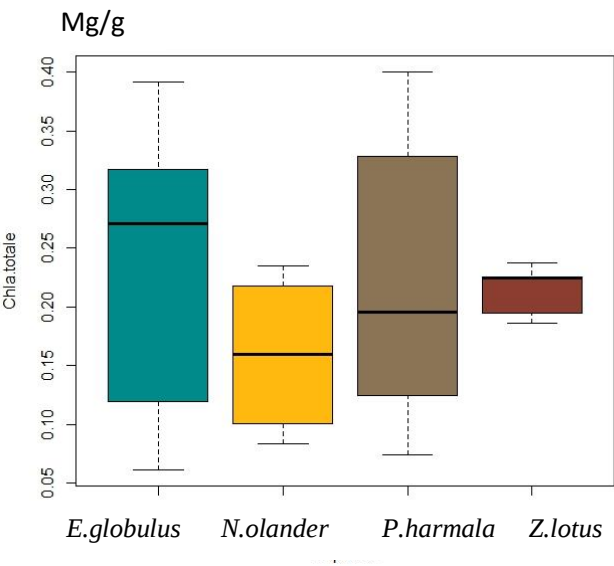
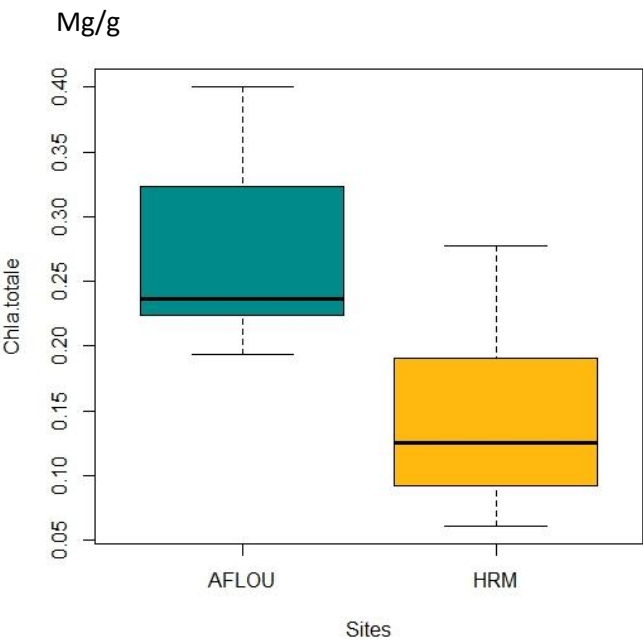


Chllorophylle.totale (mg/g)

```
> AnovaModel.6 <- lm(Chla.totale ~ Espèses*Sites, data=ANOVA, contrasts=list(Espèses ="contr.Sum", Sites
+   ="contr.Sum"))

> Anova(AnovaModel.6)
Anova Table (Type II tests)

Response: Chla.totale
      Sum Sq Df F value    Pr(>F)
Espèses      0.020920  3  1.9964    0.1552
Sites         0.096501  1 27.6272 0.00007836 ***
Espèses:Sites 0.025361  3  2.4202    0.1039
Residuals     0.055888 16
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

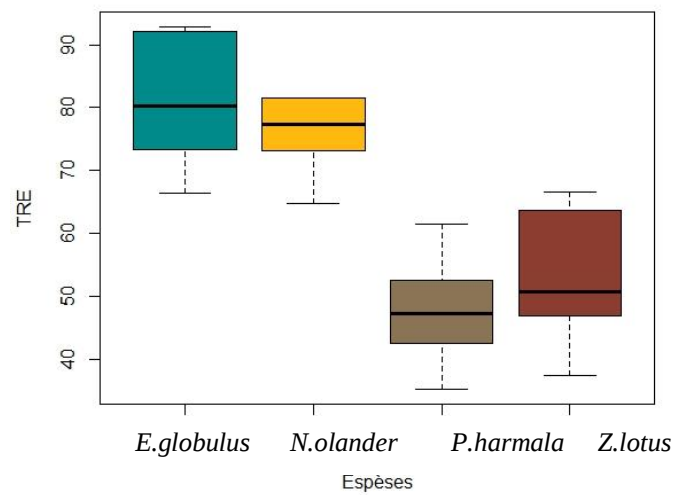
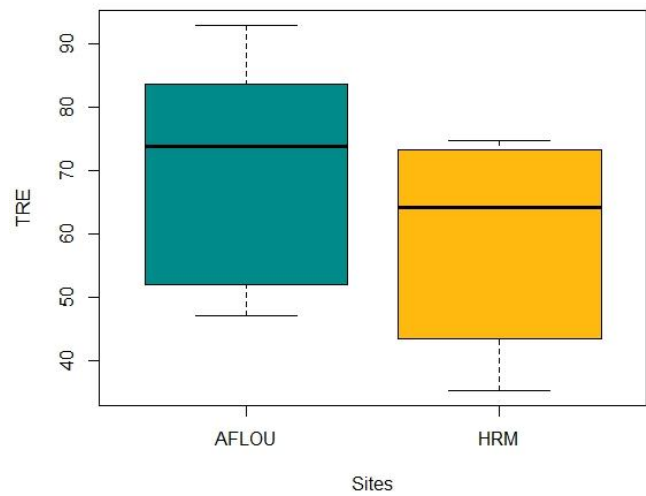


TRE (%)

```
> AnovaModel1.2 <- lm(TRE ~ Espèces*Sites, data=ANOVA, contrasts=list(Espèces ="contr.Sum", Sites ="contr.Sum"))

> Anova(AnovaModel1.2)
Anova Table (Type II tests)

Response: TRE
      Sum Sq Df F value    Pr(>F)
Espèces    4904.3   3  32.864 0.0000004513 ***
Sites        868.0   1  17.449   0.0007116 ***
Espèces:Sites  156.1   3   1.046   0.3991705
Residuals    795.9  16
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```



PH

```
> AnovaModel.4 <- lm(pH ~ Espèces*Sites, data=ANOVA, contrasts=list(Espèces ="contr.Sum", Sites ="contr.Sum"))
> Anova(AnovaModel.4)
Anova Table (Type II tests)

Response: pH
      Sum Sq Df F value    Pr(>F)
Espèces    0.1569  3  0.6314    0.6054
Sites      4.0017  1 48.3147 0.000003266 ***
Espèces:Sites 0.0600  3  0.2416    0.8660
Residuals   1.3252 16
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

