

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

BADJI MOKHTAR -ANNABA  
UNIVERSITY  
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR  
ANNABA



جامعة باجي مختار  
- عنابة -

Faculté des Sciences

Année : 2020

Département de Biologie

## THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat

**BIOSURVEILLANCE DE LA QUALITE DES SOLS PAR  
UTILISATION D'UNE ESPECE BIOINDICATRICE DE LA  
POLLUTION *Helix aspersa* (MOLLUSQUE, GASTEROPODE) :  
IMPACT DE L'OBÉRON**

**Option**

Physio-Toxicologie Animale

**Par**

**Mlle BAIRI Yousra**

**DIRECTEUR DE THÈSE :** SIFI Karima M.C.A U.B.M. ANNABA

Devant le jury

**PRESIDENT:** DJEBAR Mohamed Réda Prof U.B.M. ANNABA

**EXAMINATEUR :** BELDI Hayet Prof U.B.M. ANNABA

**EXAMINATEUR :** KHATI Wyllia Prof U.C.B. EL TARF

**EXAMINATEUR :** MEZEDJRI Lyamine Prof U. 20 AOÛT 1955. SKIKDA

# Dédicace

## Je dédie ce modeste travail

*A ma très chère mère ;*

*Toute l'encre du monde ne pourrait suffire à exprimer mes sentiments envers toi Maman, Tu as toujours été mon école de patience, de confiance et surtout d'espoir et d'amour. Tu es et tu resteras pour moi ma référence, la lumière qui illumine mon chemin.*

*Puisse Allah, le tout puissant te combler de santé, de bonheur et te procurer une longue vie.*

*A mon Père ;*

*Aucun hommage ne pourrait être à la hauteur de l'amour dont tu ne cesses de me combler.*

*Tes sacrifices innombrables et ton dévouement furent pour moi un encouragement. Tu as guetté mes pas, et tu m'as couvé de tendresse, ta prière et ta bénédiction m'ont été d'un grand secours pour mener à bien mes études. Puisse Allah, tout puissant te combler de santé, de bonheur et te procurer une longue vie.*

*A mes piliers de vie, mes adorables frères **Amine, Idris** et ma petite sœur **Rayenne**, merci pour votre bienveillance inestimable. Je vous aime !*

*A ma grand-mère maternelle **MIMI**, qui m'a accompagné par ses prières, sa douceur, puisse Allah lui donner une longue vie et beaucoup de santé.*

*A la mémoire de mes grands-parents paternels **Beya** et **Salah** et mon grand-père maternel **Bachir**. Ainsi que tonton **Hakou Bererhi**, J'aurais tant aimé que vous soyez présents qu'Allah ait vos âmes dans sa sainte miséricorde.*

*A tous mes oncles et tantes sans exception tout particulièrement mes tantes **Deda** et **tata Farida** qu'Allah vous garde.*

*A mes cousins et cousines surtout mes inséparables **Imen, Sarah, Marwa, Ahlem, Dalel, Sabrina, Chouchou, Besma, Mimi, Yasmine, Rym, Doria, Zikou, Ayoub, Douaa** et **Ishak**,..*

*Aucune dédicace ne saurait exprimer tout l'amour que j'ai pour vous, votre joie et votre gaieté me combler de bonheur. Je vous aime !*

*Une pensée particulière à ma **Tata Farida** qui est comme une deuxième maman pour moi, merci pour ton soutien inestimable et ton amour ... Je t'admire beaucoup !*

*A ma copine la plus chère à mon cœur **Meriem**, qui m'a assisté dans les moments difficiles et m'a pris doucement par la main pour traverser ensemble des épreuves pénibles. Je te suis très reconnaissante, et je ne te remercierai jamais assez pour ton amabilité, ta générosité et ton aide précieuse.*

*A celles qui ont partagé avec moi aussi bien les moments difficiles que les moments de joie et de bonheur, à mes chères amies : **Mimouna, Selma, Sara, Isma, Amina et Marwa**. Je vous remercie pour tout le soutien et l'amour que vous me portez depuis des années. Vous avez toujours eu confiance en moi et m'avez toujours encouragé à aller jusqu'au bout.*

*Je vous adore ....*

*A mon cher ami et frère **Ilyes**, c'est grâce à tes prises que j'ai des belles photos sur mon manuscrit, merci pour ta bonne humeur et ton soutien à toute épreuve.*

*A mes chers collègues qui sont devenus comme des sœurs et des frères pour moi : **Kehou, Yasmine, Asma, Hiba, Imen, Abir, Jiji, Fatma, Said, Rachid et Hakou**, merci pour les moments agréables qu'on a passé au laboratoire et durant nos déplacements pour les séminaires. Vos encouragements infatigables, votre amabilité, votre gentillesse méritent toute admiration. Merci !*

*Ce travail est dédié aussi à ma belle-famille, qui déborde de vie !*

*Enfin, je termine ces remerciements avec toi mon homme **Chemssou**, je ne saurais exprimer ma profonde reconnaissance pour le soutien continu dont tu as toujours fait preuve. Tu m'as toujours encouragé, incité à faire de mon mieux, ton soutien m'a permis de réaliser le rêve tant attendu. Sans ton aide, tes conseils et tes encouragements ce travail n'aurait pu voir le jour. Qu'Allah réunisse nos chemins pour une vie longue, commune, sereine et que ce travail soit le témoignage de ma reconnaissance et de mon amour sincère et fidèle.*

*Merci à tous !*

***Yousra***

# REMERCIEMENTS

*Avant tout, je remercie **ALLAH** de m'avoir donné le courage et la force de mener à bien ce rêve qui devient réalité, El hamdouli'Allah.*

*Je remercie vivement l'ensemble des membres du jury pour avoir pris le temps de lire et juger mon travail, malgré leurs emplois du temps chargés.*

*Merci tout d'abord à **M. Mohamed Réda DJEBAR** (Professeur à l'Université Badji Mokhtar d'Annaba), qui me fait l'honneur de présider le jury de ma thèse.*

*Ma profonde et sincère gratitude et reconnaissance s'adressent à ma Directrice de thèse **M<sup>lle</sup> Karima SIFI** (Maître de conférences A à l'Université Badji Mokhtar d'Annaba), qui a assuré la direction de ce travail.*

*Merci, de m'avoir fait partager votre expérience, et de m'avoir transmis avec compétence et pédagogie votre enthousiasme pour la recherche. Merci pour votre soutien infaillible et vos conseils précieux et constructifs que vous n'avez cessé de me prodiguer tout le long de ce parcours. Merci d'avoir toujours fait tout votre possible pour m'aider sur tous les plans que ce soit professionnels ou humains et surtout pour la confiance que vous m'avez constamment témoignée.*

*Je remercie également **M<sup>me</sup> Wyllia KHATI** (Professeur à l'Université d'El Tarf), **M. Lyamine MEZEDJRI** (Professeur à l'Université de Skikda) et **M<sup>me</sup> Hayet BELDI** (Professeur à l'Université d'Annaba), d'avoir accepté d'être les examinateurs de ce travail et d'avoir consenti à venir évaluer cette thèse.*

*Toute ma gratitude et reconnaissance s'adressent au **Professeur Noureddine SOLTANI**, (Directeur du laboratoire de Biologie Animale Appliquée), pour m'avoir accueillie dans le laboratoire qu'il dirige, afin de réaliser mes expérimentations.*

*Je souhaite remercier l'ensemble de mes enseignants durant mon parcours universitaire, tout particulièrement le **Professeur Abdelmajid BAIRI**, qui m'ont soutenu dans mes premiers pas, et c'est grâce à eux que j'ai aimé la Biologie et j'en ai fait ma passion.*

*Le **Professeur Samira KILANI-MORAKCHI** qui a toujours répondu à mes questions de statistiques avec patience et sourire, ainsi que le **Professeur Nadia ARJBI**, sans oublier **Docteur Amel HAMDANI**.*

Mes remerciements vont à **M. Mohamed BENSALAMA** (Professeur et Directeur du laboratoire Sol et Développement Durable de l'Université d'Annaba) pour m'avoir accueillie au sein de son laboratoire pour les analyses du sol. Je remercie très chaleureusement **M<sup>lle</sup> Amel KETIF** (Maître de Conférences A à l'Université d'Annaba) pour sa disponibilité et sa patience dont elle a fait preuve pour toutes les questions que je lui ai posées.

Je désire aussi remercier **M. Choukri BAROUR** (Maître de Conférences A à l'Université de Souk Ahras) qui m'a beaucoup aidé avec ses compétences et son professionnalisme afin de réaliser mes analyses statistiques qui ont apportés une valeur supplémentaire à cette thèse.

Je remercie également **M. Naim Akhtar KHAN** (Professeur et Directeur du laboratoire Physiologie de la Nutrition et Toxicologie de l'Université de Bourgogne – Franche Comté à Dijon, France) et toute son équipe, pour m'avoir accueillie dans son laboratoire, afin de réaliser les analyses des acides gras.

Je remercie aussi **M. Frédéric MARJON-POLL** (Professeur et Directeur du laboratoire Pheromone, Alimentation et Comportement Sexuel (UMR-EGCE) de l'Université Paris Sud) et toute son équipe, d'avoir accepté de m'accueillir dans son laboratoire afin d'apprendre de nouvelles méthodes et techniques biologiques.

Je remercie toutes les personnes que j'ai connues durant la réalisation de cette thèse ou durant mes stages, notamment **Amina OURFELA** pour son aide dans la récolte et l'identification des espèces de gastéropodes. Je remercie tout particulièrement **Zahra** et **M<sup>me</sup> Ladjama** ou **M<sup>me</sup> Dalila** comme on l'appelle, cette femme si gentille qui m'a beaucoup soutenu durant la réalisation de mes expérimentations et surtout ses judicieux conseils, qui ont contribué à alimenter ma réflexion.

*Merci à vous tous*



# *SOMMAIRE*





## SOMMAIRE

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>2. MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>11</b>
2.1. Présentation de la zone d'étude et des sites d'échantillonnage.....	11
2.1.1. Le site d'El Kala (36°53'44'' N ; 8°26'36'' E).....	11
2.1.2. Le site d'El Tarf (36°46'02'' N ; 8°18'50'' E) .....	11
2.1.3. Le site de Bouteldja (36°30'10'' N ; 8°06'17'' E) .....	11
2.1.4. Le site d'El Hadjar (36°48'00'' N ; 7°44'00'' E).....	11
2.2. Paramètres physico-chimiques des sols.....	12
2.2.1. Technique d'échantillonnage et préparation des sols.....	12
2.2.2. Méthodes d'analyses des paramètres physico-chimiques des sols.....	12
2.3. Echantillonnage des Gastéropodes Pulmonés terrestres.....	16
2.4. Inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres et clés d'identification.....	16
2.5. Indices écologiques.....	17
2.5.1. Indices de composition.....	17
2.5.2. Indices de structure .....	18
2.6. Présentation du modèle biologique de notre étude <i>Cornu aspersum</i> .....	20
2.6.1. Présentation et classification.....	20
2.6.2. Anatomie externe et interne.....	21
2.6.3. Croissance et nutrition.....	22
2.6.4. Reproduction et développement embryonnaire.....	23
2.7. Biométrie de <i>Cornu aspersum</i> .....	26
2.8. Dissection et prélèvement des organes .....	26
2.9. Dosage des biomarqueurs .....	27
2.9.1. Dosage de l'acétylcholinestérase (AChE).....	27
2.9.2. Dosage de la glutathions S–transférase.....	28
2.9.3. Dosage des métallothionéines (Mts) .....	28
2.9.4. Dosage des protéines .....	30
2.10. Présentation de l'insecticide et traitement .....	31
2.11. Extraction et dosage des lipides .....	33
2.12. Dosage du malondialdéhyde (MDA).....	35
2.13. Extraction et dosage des acides gras .....	36
2.13.1. Extraction des lipides totaux.....	36
2.13.2. Méthylation ou dérivation des acides gras.....	36
2.13.3. Extraction des esters méthyliques.....	37
2.13.4. Equipement et condition de dosage.....	37
2.14. Analyse statistique.....	37
<b>3. RESULTATS</b> .....	<b>38</b>
3.1. Paramètres physico-chimiques des sols.....	38





3.2. Inventaire et biodiversité des Gastéropodes Pulmonés terrestres.....	48
3.3. Structure et distribution des Gastéropodes Pulmonés terrestres.....	52
3.4. Indices écologiques.....	53
3.4.1. Indices de composition.....	54
3.4.2. Indices de structure.....	59
3.5. Croissance de <i>Cornu aspersum</i> .....	60
3.5.1. Croissance des adultes de <i>Cornu aspersum</i> .....	61
3.5.2. Croissance des juvéniles de <i>Cornu aspersum</i> .....	63
3.6. Corrélation et analyse multivariée.....	65
3.6.1. Corrélation croissance et paramètres physico-chimiques du sol.....	65
3.6.2. Analyse multivariée.....	66
3.7. Biomarqueurs du stress environnemental.....	73
3.7.1. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase.....	73
3.7.2. Activité spécifique de la glutathions S–transférase.....	75
3.7.3. Taux des métallothionéines.....	77
3.8. Effet de l'Oberon sur le profil lipidique hépatopancréatique.....	79
3.8.1. Effet de l'Oberon sur les taux des lipides .....	79
3.8.2. Effet de l'Oberon sur les taux du malondialdéhyde (MDA).....	79
3.8.3. Effet de l'Oberon sur le profil qualitatif et quantitatif des acides gras.....	80
<b>4. DISCUSSION.....</b>	<b>83</b>
4.1. Paramètres physico-chimiques des sols.....	83
4.2. Inventaire et biodiversité des Gastéropodes Pulmonés terrestre.....	87
4.3. Indices écologiques.....	90
4.4. Croissance de <i>Cornu aspersum</i> .....	93
4.5. Analyse multivariée de l'étude écologique.....	94
4.6. Biomarqueurs du stress environnemental.....	97
4.6.1. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase.....	98
4.6.2. Activité spécifique de la glutathions S–transférase.....	99
4.6.3. Taux des métallothionéines.....	101
4.6.4. Effet saison sur les biomarqueurs du stress environnemental.....	102
4.7. Effet de l'Oberon sur le profil lipidique hépatopancréatique.....	104
4.7.1. Effet de l'Oberon sur les taux des lipides et du malondialdéhyde.....	106
4.7.2. Effet de l'Oberon sur le profil qualitatif et quantitatif des acides gras .....	108
<b>5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>112</b>
<b>6. RESUMES.....</b>	<b>116</b>
Français.....	116
Anglais.....	118
Arabe.....	120
<b>7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>122</b>
<b>Annexe I.....</b>	<b>147</b>
<b>Annexe II.....</b>	<b>153</b>





*LISTE FIGURES*

*&*

*TABLEAUX*





## Liste des figures

N° de figure	Titre	Page
1	Localisation géographique de la zone d'étude et des sites d'échantillonnage : El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar ( <b>Carte personnelle</b> ).	12
2	Coquilles de Gastéropodes Pulmonés terrestres avec différentes couleurs et formes ( <b>MNHN, 2012</b> ).	17
3	Présentation de <i>Cornu aspersum</i> ( <b>Photos Personnelles</b> ).	20
4	Morphologie externe de <i>Cornu aspersum</i> ( <b>A</b> ) (Gr x 0,70) et de sa coquille : face dorsale ( <b>B</b> ) (Gr x 0,83) et face ventrale ( <b>C</b> ) (Gr x 0,66) ( <b>photos personnelles</b> ).	21
5	Anatomie interne d'un escargot ( <a href="http://www.google.fr/Images">www.google.fr/Images</a> ).	22
6	Accouplement entre deux individus de <i>Cornu aspersum</i> ( <b>A</b> ) et photo du «dard » l'organe d'accouplement ( <b>B</b> ) ( <b>photos personnelles</b> ).	23
7	Structure d'un œuf de <i>Cornu aspersum</i> de 24 heures sans ( <b>I</b> ) et avec coque ( <b>II</b> ) et un schéma d'après Bayne (1968) ( <b>III</b> ). ( <b>A</b> : albumen ; <b>C</b> : coque calcaire ; <b>E</b> : embryon âgé de 24 heures visible par transparence dans l'albumen gélatineux lorsque l'on a retiré la coque externe de l'œuf) ( <b>Lecalve, 1989</b> ).	24
8	Ponte des œufs d'un escargot ( <a href="http://www.google.fr/Images">www.google.fr/Images</a> ).	24
9	Les étapes de l'embryogenèse chez <i>Cornu aspersum</i> . Embryon au stade 1 cellule ( <b>A</b> , 0-3 heures après fertilisation), 8 cellules ( <b>B</b> , 8-12 heures après fertilisation), morula ( <b>C</b> , 2-3 jours après fertilisation), gastrula ( <b>D</b> , 4 jours après fertilisation), stade larvaire ( <b>E</b> , 7 jours et <b>F</b> , 12 jours après fertilisation). ( <b>a</b> : anus; <b>as</b> : sac antérieur; <b>bc</b> : blastocoele; <b>bp</b> : blastopore; <b>e</b> : yeux sur les tentacules; <b>f</b> : pied ; <b>m</b> : bouche; <b>me</b> : manteau; <b>ps</b> : sinus pédieux; <b>sh</b> : coquille) ( <b>Druart et al., 2010</b> ).	25
10	Paramètres biométriques ( <b>A</b> ) et pondéraux ( <b>B</b> ) mesurés chez <i>Cornu aspersum</i> .	26
11	Dissection et prélèvement des organes chez de <i>Cornu aspersum</i> ( <b>photos personnelles</b> ).	26
12	Dosage des métallothionéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) ( $R^2$ : coefficient de détermination).	30
13	Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$ : coefficient de détermination).	31
14	Structure chimique du Spiromesifen ( <a href="http://www.google.fr/Images">www.google.fr/Images</a> )	32
15	Elevage de <i>Cornu aspersum</i> au laboratoire ( <b>photo personnelle</b> ).	32
16	Traitement par application topique de l'Oberon chez <i>Cornu aspersum</i> ( <b>photos personnelles</b> ).	33
17	Principales étapes d'extraction des lipides selon le procédé de <b>Shibko et al. (1966)</b> .	33





18	Dosage des lipides : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de lipide ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$ : coefficient de détermination).	34
19	Principe de la dérivation par estérification (Anses, 2011).	36
20	Répartition (%) par super-famille (A), famille (B), sous-famille (C) et genre (D) des gastéropodes pulmonés terrestres inventoriés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).	50
21	Espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 35534) (photos personnelles)	51
22	Distribution (%) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).	53
23	Richesse spécifique (S) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).	55
24	Abondance (A) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).	55
25	Fréquence d'occurrence (%) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).	57
26	Fréquence centésimale (%) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).	58
27	Indices de structure des Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).	60
28	Corrélation de Spearman appliquée aux résultats des paramètres de croissance de <i>C. aspersum</i> et des paramètres physico-chimiques du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016.	65
29	Cercle de corrélations des paramètres physico-chimiques du sol et des paramètres de croissance de <i>C. aspersum</i> , avec les deux premiers axes de l'ACP pour les quatre sites d'étude (les variables de croissance mentionnées en bleu sont considérées comme des variables supplémentaires ; Dim 1 = 44,3 % et Dim 2 = 25,7 %).	67
30	Corrplot des corrélations des paramètres du sol avec les axes de l'ACP (contribution quantitative) (A) et les $\text{Cos}^2$ enregistrés des paramètres physico-chimiques sur les axes de l'ACP (contribution qualitative) (B).	67
31	Analyse en composantes principales (ACP) sur la matrice standardisée des données ; A : Plan factoriel (Dim 1 vs Dim 2) selon le facteur 'site', B : Plan factoriel (Dim 1 vs Dim 2) selon le facteur 'saison', C : Biplot du plan factoriel (Dim 1 vs Dim 2) selon le facteur 'croissance'. Les points projetés sur le plan factoriel représentent les moyennes des paramètres physico-chimiques et des	69





	paramètres de croissance pour les individus juvéniles et adultes de <i>C. aspersum</i> (Dim 1= 44,3 % et Dim 2= 27,7 %) ( <i>J</i> : juvénile ; <i>A</i> : adulte ; <i>H</i> : hiver ; <i>P</i> : printemps ; <i>E</i> : été ; <i>A</i> : automne).	
32	Classification hiérarchique des sites d'échantillonnage des Gastéropodes Pulmonés terrestres : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 selon les paramètres physico-chimiques des sols.	70
33	Analyse factorielle des correspondances (AFC) sur les données d'abondances d'espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées et leurs relations avec les paramètres physico-chimiques des sols et leurs textures dans les sites d'étude : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (Dim 1 = 54,38 % et Dim 2 = 32,81 %).	72
34	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des têtes des adultes de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 15$ ).	74
35	Activité des glutathions S-transférase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des hépatopancreas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 15$ ).	76
36	Taux des des métallothionéines ( $\mu\text{g}$ de Mts/mg de protéines) mesurée au niveau des hépatopancreas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 15$ ).	78
37	Effet de l'Oberon administré par application topique à deux concentrations létales ( $CL_{50}$ à 5 et 10 $\mu\text{g}/\text{ml}$ ) sur les taux des lipides ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ de tissu) déterminés au niveau de l'hépatopancreas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> ( $m \pm SEM$ , $n= 10$ ). <i>Les moyennes suivies d'une même lettre en minuscule ne sont pas significativement différentes (<math>p &gt; 0,05</math>) entre les séries témoins et traitées.</i>	79
38	Effet de l'Oberon administré par application topique à deux concentrations létales ( $CL_{50}$ à 5 et 10 $\mu\text{g}/\text{ml}$ ) sur les taux du malondialdéhyde ( $\mu\text{M}/\text{mg}$ de protéines) déterminés au niveau de l'hépatopancreas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> ( $m \pm SEM$ , $n= 10$ ).	80
39	Effet de l'Oberon administré par application topique à deux concentrations létales ( $CL_{50}$ à 5 et 10 $\mu\text{g}/\text{ml}$ ) sur les taux des acides gras (%) déterminés au niveau de l'hépatopancreas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> ( $m \pm SEM$ , $n= 10$ ).	82





## Liste des tableaux

N° de tableau	Titre	Page
1	Désignation des sols par gamme de pH selon l'échelle de <b>Gaucher et Solter (1981)</b> .	13
2	Conductivité électrique des sols selon leur taux de salinité (mS/cm) ( <b>USSL, 1954</b> ).	13
3	Désignation des sols par gamme de pourcentage de porosité selon l'échelle de <b>Katchinski in Kaouritchev (1983)</b> .	14
4	Classification des sols selon leur teneur en matière organique ( <b>Soltner, 1981</b> ).	15
5	Classification des sols selon leur teneur en calcaire total ( <b>USSL, 1954</b> ).	15
6	Dosage des métallothionéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.	30
7	Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage	31
8	Dosage des lipides : réalisation de la gamme d'étalonnage.	34
9	Variation saisonnière du potentiel hydrogène de l'eau (pHeau) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	38
10	Variation saisonnière du potentiel hydrogène KCl (pHKCl) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	40
11	Variation saisonnière de la conductivité électrique (mS/cm) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	41
12	Variation saisonnière de l'humidité hygroscopique (%) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	42
13	Variation saisonnière de la porosité totale (%) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	43
14	Variation saisonnière du carbone organique (%) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	44
15	Variation saisonnière de la matière organique (%) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	45
16	Variation saisonnière du calcaire total (%) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 3).	46





17	Variation saisonnière du calcaire actif (%) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 3$ ).	47
18	Variation saisonnière du phosphore (mg/g) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 3$ ).	48
19	Inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres collectés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 ( $n= 3534$ ).	49
20	Indices de structure des Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 ( $n= 3534$ ).	59
21	Variation saisonnière des paramètres biométriques (hauteur et diamètre) et du poids total mesurés chez les adultes de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 10$ ).	62
22	Variation saisonnière des paramètres biométriques (hauteur et diamètre) et du poids total mesurés chez les juvéniles de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 10$ ).	64
23	Activité spécifique de l'acétylcholinestérase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des têtes des adultes de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 15$ ).	74
24	Activité de la glutathions S-transférase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des hépatopancréas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 15$ ).	76
25	Taux des des métallothionéines ( $\mu\text{g}$ de Mts/mg de protéines) mesurés au niveau des hépatopancréas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ , $n= 15$ ).	78
26	Profil qualitatif des acides gras déterminés par Chromatographie en Phase Gazeuse (CPG) au niveau de l'hépatopancréas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> témoins et traités à l'Oberon par application topique à deux concentrations létales ( $CL_{50}$ à 5 et 10 $\mu\text{g/ml}$ ) ( $m \pm SEM$ , $n= 10$ ).	81
27	Effet de l'Oberon administré par application topique à deux concentrations létales ( $CL_{50}$ à 5 et 10 $\mu\text{g/ml}$ ) sur les taux des acides gras (%) déterminés au niveau de l'hépatopancréas des adultes de <i>Cornu aspersum</i> ( $m \pm SEM$ , $n= 10$ ).	82



# *INTRODUCTION*







### 1. INTRODUCTION

Les écosystèmes terrestres sont des environnements clés pour le développement économique et sociétal, en effet, les services écosystémiques qu'ils produisent sont vitaux (aliments, eaux, fibres, matériaux, sources d'énergie, etc...) (Sayre *et al.*, 2020). Cependant, au cours des dernières années, l'urbanisation, l'intensification de l'agriculture, et l'industrialisation rapides ont certes considérablement amélioré les conditions de vie, mais ils ont également causé une détérioration de l'environnement via la libération contrôlée et/ou incontrôlée de fortes concentrations de polluants générés par les activités anthropiques (Sladarriaga *et al.*, 2020). Ainsi, la qualité de l'environnement terrestre est devenue aujourd'hui une préoccupation prépondérante, à l'origine d'un grand nombre de procédures, normes et méthodes permettant de l'apprécier et de le sauvegarder. De ce fait, les gestionnaires et les scientifiques ont mis en œuvre des plans d'actions environnementaux qui visent à définir des solutions efficaces et rentables pour lutter contre la dégradation de cet environnement dans le cadre d'un développement durable. Ces efforts sont essentiels pour permettre des améliorations incrémentielles dans les années à venir (Hossu *et al.*, 2020).

En tant que partie intégrante de toutes les fonctions de l'écosystème terrestre, le sol joue un rôle essentiel dans la productivité et le maintien de la diversité biologique (Wu *et al.*, 2018). En effet, le sol est un milieu complexe composé de quatre compartiments (gazeux, liquide, minéral et organique) dont la principale caractéristique est d'être dynamique ; les constituants et les structures du sol sont ainsi en perpétuelles transformations, avec transferts de matières solides, liquides, gazeuses ou biologiques (Yang *et al.*, 2012; Vavříček et Kucera, 2014). Situé à l'interface entre la roche mère, l'air et l'eau, il peut être assimilé à un réservoir concentrant aussi bien les nutriments que les polluants qui ont des impacts néfastes sur ses fonctions et les organismes qui le peuplent (Facchinelli *et al.*, 2001). La pollution des sols provoque une réaction en chaîne, elle altère la biodiversité, réduit la matière organique et la capacité des sols à agir comme un filtre, et entraîne des problèmes de contamination de la chaîne alimentaire, pouvant avoir une incidence sur la santé humaine (Luo *et al.*, 2015). Parmi les polluants les plus répandus dans le sol figurent les métaux et les hydrocarbures (Keshavarzi et Kumar, 2019) ; les plastiques et les microplastiques (Liu *et al.*, 2014; Nizzetto *et al.*, 2016) ; et essentiellement les engrais chimiques et les produits phytosanitaires utilisés en agriculture (Vítor et Domingues, 2019). Il est donc essentiel de surveiller la santé de nos sols afin que la prestation des services écosystémiques puisse être maintenue (Schloter *et al.*, 2018).







La qualité du sol se définit comme la capacité à supporter les fonctions de l'écosystème telles que le cycle de la matière et la purification de l'eau ; et englobe aussi l'aptitude du sol à des utilisations spécifiques d'urbanisation ou de production agricole (Doran et Zeiss, 2000). Des informations fiables sur la qualité des sols devraient permettre de mieux comprendre les processus et les interactions complexes de son fonctionnement ; elles sont généralement déduites à partir des données physiques, chimiques et/ou biologiques du sol (Lal, 2001; Rossi et al., 2009).

Jusqu'à présent, de nombreux indicateurs de la qualité du sol ont été proposés et qui sont principalement axés sur la mesure des paramètres chimiques du sol citant par exemple le potentiel hydrogène, et la teneur en matière organique, mais aussi les paramètres physiques comme la texture et la densité apparente (Schloter et al., 2018). Cependant, les analyses physico-chimiques du sol ne prennent généralement pas en compte la notion de biodisponibilité des polluants, il est donc apparu nécessaire de compléter ces mesures par des données biologiques permettant d'évaluer l'effet potentiel global des substances polluantes présentes dans le milieu sur les organismes vivants (Fan Li et al., 2020).

Le suivi de la qualité d'un écosystème y compris terrestre ce fait aujourd'hui au travers de programmes spécifiques dits de « Biosurveillance » (ou Biomonitoring en terme anglo-saxon). Ces programmes se basent sur des outils et méthodes complémentaires pour étudier le comportement et les effets d'agents polluants sur les écosystèmes et les organismes qui les peuplent, aussi bien des agents d'origine artificielle (pesticides, médicaments, perturbateurs endocriniens, etc...), que des agents naturels dont l'homme modifie la quantité, la répartition et/ou les cycles (métaux, hydrocarbures, etc...) (Gillet, 2018). Pour cela, des outils biologiques, tels que l'utilisation d'organismes vivants (bioindicateurs) et leurs réponses à diverses échelles d'organisation biologique (biomarqueurs), deviennent impératifs pour évaluer la qualité et la santé d'un sol (Kammenga et al., 2000).

La biosurveillance peut être définie comme étant le suivi de l'état de santé d'un écosystème considéré moyennant des paramètres biologiques, elle se base sur l'étude de la réponse biologique des organismes aux polluants (Lafaurie et al., 1992; Peakal, 1994; Amiard et Amiard-Triquet, 2008). Ainsi, la bioindication utilise des organismes animaux ou végétaux, apportant des renseignements sur la qualité de leur milieu ; d'une part, par la bioaccumulation des polluants, et d'autre part, par la variation de processus physiologiques sensibles aux xénobiotiques, déterminés par la mesure de biomarqueurs (da Silva Sousa et al., 2014). Les





capacités bioaccumulatrices d'animaux ou de végétaux bioindicateurs, ainsi que les biomarqueurs sont mis à profit dans l'étude de l'historique d'un écosystème, par la biosurveillance des sites (Shen *et al.*, 2016).

Il existe de ce fait deux types de biosurveillance ; une biosurveillance *active*, par le transfert d'organismes sains, provenant d'un élevage, sur le site à diagnostiquer; et une biosurveillance *passive*, par les analyses qui reposent sur l'étude d'organismes autochtones, récoltés directement sur le site à étudier. Ensemble, bioindications *active et passive* peuvent aider à établir un bon diagnostic de l'état de contamination des écosystèmes à l'aide de données provenant de sites et d'espèces variés et pour divers contaminants (Ares *et al.*, 2015). Par conséquent, l'utilisation des organismes bioindicateurs dans les programmes de biosurveillance permet d'évaluer l'état de l'environnement et fournir un signal d'alerte précoce de ses changements (Dale et Beyeler, 2001). Dans ce contexte, les écotoxicologues mentionnent plusieurs critères auxquels un organisme bioindicateur doit répondre à savoir, une anatomie connue, être sessile ou sédentaire, avoir une grande capacité de bioaccumulation, une large distribution spatio-temporelle, ainsi que bien d'autres caractéristiques (Depledge et Fossi, 1994; Lafaurie, 1998; Kaiser, 2001; Berthet, 2008).

Au sens écologique général, un bioindicateur peut être défini comme un organisme ou un groupe d'organismes pertinents pour déterminer qualitativement et quantitativement l'état de l'environnement dans lequel ils vivent (Fränzle, 2006). Les organismes bioindicateurs d'effets doivent être sensibles à de faibles perturbations de l'environnement tandis que les organismes indicateurs de bioaccumulation doivent tolérer les contaminants à de fortes concentrations et présenter des propriétés bioaccumulatrices (Markert *et al.*, 1997). Parmi ces bioindicateurs, la faune du sol présente ainsi des caractéristiques biotiques susceptibles de traduire les perturbations engendrées par une pollution vis-à-vis de la qualité d'un sol. Elle participe aussi au fonctionnement du sol, en y assurant plusieurs fonctions telles que la décomposition de la matière organique, régulation partielle des activités microbiennes, intervention dans les cycles des nutriments et création et conservation de la structure du sol (de Vaufléury *et al.*, 2009). Ainsi, acariens, collemboles, vers de terre, isopodes et mollusques gastéropodes terrestres sont potentiellement des indicateurs biologiques de la qualité des sols (Cortet *et al.*, 1999).

De nombreuses études ont démontré que les mollusques gastéropodes terrestres, qui intègrent l'ensemble des voies et sources de contamination, appartiennent à des chaînes trophiques variées et évoluent à proximité ou au sein même des parcelles de sol directement





contaminées (Regoli *et al.*, 2006; Radwan et Mohamed, 2013; Kowalczyk-Pecka *et al.*, 2018). Aussi, ils constituent des bioindicateurs pertinents de la qualité des agrosystèmes, d'autant plus que certaines espèces comestibles voient leurs populations diminuer de façon alarmante sous l'effet des contaminants (Mleiki *et al.*, 2016). Parmi ces mollusques gastéropodes terrestres, les escargots et les limaces, sont des herbivores et des détritivores qui jouent un rôle majeur dans le fonctionnement des sols, et de part leur position dans la chaîne trophique, ils sont les proies de nombreux prédateurs, tels que les oiseaux, les mammifères ou les invertébrés, et peuvent donc être à l'origine de transferts de contaminants dans la chaîne trophique (Boshoff *et al.*, 2015; Mariet *et al.*, 2017).

Les escargots terrestres, sont d'excellents bioindicateurs de la pollution, par les métaux, les pesticides et les hydrocarbures (De Vaufleury et Pihan, 2000; Beeby et Richmond, 2002; Fu *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2019). Ces espèces occupent une place importante dans l'interface sol-air-végétation et intègrent de nombreuses sources de pollution par les voies digestives, respiratoires et/ou cutanées (Emilia *et al.*, 2016). Plusieurs espèces d'escargots sont utilisées dans les programmes de biosurveillance de la qualité du sol, soit lors de tests en laboratoire, soit directement sur le site à étudier, telles que *Cantareus apertus* (Mleiki *et al.*, 2016), *Eobania vermiculata* (El-Shenawy *et al.*, 2012), *Cepaea nemoralis* (Boshoff *et al.*, 2015) et *Cornu aspersum* (Abdel-Halim *et al.*, 2013; Laraba et Soltani, 2014; Carbone *et al.*, 2019).

Parmi les espèces d'escargots les plus ubiquistes, l'escargot marron de jardin, *Cornu aspersum* (syn. *Helix aspersa*, Müller, 1774) communément appelé escargot petit gris, une espèce à haute valeur commerciale; est largement utilisé dans les programmes de biosurveillance de la qualité des sols (Scheifler *et al.*, 2006; Larba et Soltani, 2014; Carbone *et al.*, 2019). Cette espèce se trouve habituellement dans toutes les zones côtières, les champs, les jardins, les parcs et les terres agricoles (Kerney *et al.*, 2006; Radwan *et al.*, 2010; Nowakowska *et al.*, 2014). Elle évolue à la surface du sol en se nourrissant des végétaux et du sol, de plus, une partie de son cycle biologique (hibernation, ponte, développement embryonnaire) se déroule dans le sol à partir duquel elle absorbe alors les nutriments et les polluants (Chukwuka *et al.*, 2014). Elle peut être contaminée par inhalation d'air, contact cutané, et ingestion d'eau et de nourriture (de Vaufleury *et al.*, 2006; Regoli *et al.*, 2006; Coeurdassier *et al.*, 2010). Par conséquent, cette espèce comestible peut participer à la contamination de la chaîne alimentaire à des niveaux trophiques très élevés (Scheifler *et al.*, 2006; Pauget *et al.*, 2013). Ainsi, *C. aspersum* a été couramment utilisé comme espèce bioindicatrice pour la surveillance des pollutions métalliques (Fritsch *et al.*, 2011; Larba et Soltani, 2014; Pauget *et al.*, 2017),





atmosphériques (Regoli *et al.*, 2006; Grara *et al.*, 2012) et agrochimiques (Radwan et Mohamed 2013; Leomanni *et al.*, 2015; Druart *et al.*, 2017). Le petit gris, *C. aspersum* est parmi les espèces de gastéropodes les plus abondantes et généralisées dans le Nord-Est Algérien (Boudchiche, 2007; Grara *et al.*, 2012; Larba et Soltani, 2014; Douafer *et al.*, 2020).

Les organismes vivants, une fois exposés à un stress naturel ou chimique, réagissent par la mise en place d'un nouvel état physiologique afin de maintenir leur homéostasie. Si les effets du stress dépassent l'homéostasie, des dommages cellulaires peuvent avoir lieu et des mécanismes de réparation s'activent (Mouneyrac *et al.*, 2011). Pour faire face à ces effets, les marqueurs biologiques ou biomarqueurs reflétant le statut bioénergétique de l'animal s'activent et permettent une meilleure compréhension de l'effet du stress environnemental à l'échelle de l'organisme et/ou de la population (Cohen et Janssen, 2003; Smolders *et al.*, 2004; Voets *et al.*, 2006). En outre, ces dernières années les biomarqueurs de pollution ont prouvé leur utilité en tant qu'alerte précoce des effets néfastes dans les programmes de biosurveillance environnementale. Cela découle du fait que les biomarqueurs, en tant qu'outil de détection de l'exposition aux polluants et d'évaluation des effets, peuvent être utiles pour la prise de décision dans des activités liées à la gestion de l'environnement (Lionetto *et al.*, 2019). En effet, un diagnostic complet de la qualité de l'environnement ne peut reposer sur une seule variable biologique. Les informations fournies par différents biomarqueurs sont ainsi complémentaires et l'approche «multi-marqueurs» est dorénavant préconisée et employée par tous les spécialistes de l'écotoxicologie pour la biosurveillance des milieux (Tlili et Mouneyrac, 2019).

Un biomarqueur est défini comme étant un paramètre biologique observable et/ou mesurable qui permet d'obtenir des informations sur le degré d'exposition présente ou passée à un contaminant et d'évaluer son effet sur l'organisme. Il peut s'agir de paramètres génétiques, enzymatiques, physiologiques, morphologiques, comportementaux, moléculaires, cellulaires, biochimiques, etc... (Lagadic *et al.*, 1997; Galloway et Depledge, 2001; Van der Oost *et al.*, 2003; Key et Benson, 2006). Par conséquent, ils peuvent aider à mieux comprendre les processus par lesquels une substance chimique est absorbée et transformée dans un organisme pour déterminer les détériorations au niveau cellulaire et moléculaire menant à un effet toxique (Lionetto *et al.*, 2019). En rendant compte d'impacts néfastes sur les espèces présentes dans l'environnement, les biomarqueurs peuvent permettre la détermination des relations de cause à effet dans la contamination environnementale (Amiard-Triquet *et al.*, 2011). Ils peuvent être utilisés directement sur des organismes autochtones pris *In situ* mais également dans le cadre de bioessais en laboratoire (Fossi-Tankoua *et al.*, 2013).





De nombreux exemples de biomarqueurs spécifiques mais aussi non spécifiques ont été utilisés par les chercheurs pour caractériser la présence, en concentrations biodisponibles non létales de toxiques dans l'environnement (Fossi-Tankoua *et al.*, 2013). Parmi les biomarqueurs spécifiques, on peut citer l'acétylcholinestérase (AChE), une enzyme clé du système nerveux dont son inhibition est largement utilisée comme biomarqueur de l'exposition aux pesticides organophosphorés, carbamates et aux métaux (Zhang *et al.*, 2017). Les glutathions S-transférases (GSTs) qui sont des enzymes de détoxification par excellence (Capó *et al.*, 2015; Bielen *et al.*, 2016; Bertrand *et al.*, 2017) et les monooxygénases à cytochrome P450 (CYP450), enzymes clés du métabolisme des molécules endogènes et exogènes (Ito *et al.*, 2016; Guo *et al.*, 2017). On recense aussi les enzymes anti-oxydantes, biomarqueurs du stress oxydatif, comme la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT) et la glutathion peroxydase (GPx) (Abdel Halim *et al.*, 2013), mais également les métallothionéines (MTs) qui sont des biomarqueurs spécifiques à l'exposition aux métaux, et associées aussi à la protection des organismes contre les radicaux libres (Le *et al.*, 2016; Durkalec *et al.*, 2017). Les biomarqueurs non spécifiques ont été également largement étudiés et utilisés pour la détection des niveaux de pollution, comme le glutathion réduit (GSH) impliqué dans le système de défense antioxydant (Fernandez-Iglesias *et al.*, 2014; Moreira *et al.*, 2017), et les vitamines (vitamines A, C, E) (Cai *et al.*, 2013; Narra *et al.*, 2015). Ainsi que le malondialdéhyde (MDA) qui est un produit issu de la peroxydation lipidique des acides gras polyinsaturés des membranes cellulaires lors d'un stress oxydatif important (Tlili *et al.*, 2010; Sifi et Soltani, 2019).

L'idée que les effets des xénobiotiques à des niveaux inférieurs d'organisation biologique (biochimique et/ou moléculaire) conditionnent les effets à des niveaux supérieurs (population et/ou communauté) et que le délai de réponse augmente au fur à mesure qu'on s'élève dans la hiérarchie biologique ; a été la base conceptuelle pour le développement des biomarqueurs (McCarthy et Shugart, 1990). Pour répondre à la pertinence écologique quant aux mesures de biomarqueurs biochimiques et cellulaires, les programmes de biosurveillance se sont attachés à intégrer des biomarqueurs à tous les niveaux d'organisation biologique chez des espèces vivantes bioindicatrices de l'état de santé des écosystèmes (Faria *et al.*, 2009). Ainsi, d'autres biomarqueurs ont été étudiés aussi bien à l'échelle de l'individu tels que les réserves énergétiques, la reproduction et la croissance ; qu'à l'échelle de la population et la communauté tels que la répartition spatio-temporelle et la biodiversité (Tlili *et al.*, 2011; Beninger et Boldina, 2014; Marquez *et al.*, 2018).





La pollution d'origine agricole reste l'une des principales sources de contamination des sols, à travers l'utilisation massive et incontrôlée de pesticides. À l'échelle mondiale, un large éventail de pesticides tels que les herbicides, les fongicides et essentiellement les insecticides, ont été développés pour cibler les organismes nuisibles à l'agriculture et l'horticulture (Van de Merwe *et al.*, 2018). L'utilisation aveugle et massive de ces produits, en raison de pratiques agricoles et de lutte contre les maladies vectorielles, et leurs impacts sur l'environnement et la santé des organismes non visés y compris l'homme ; a fait l'objet d'une attention particulière de la part des gouvernements et la communauté scientifique notamment sur la persistance, la résistance et la toxicité de plusieurs pesticides (Valle *et al.*, 2018).

Les pesticides sont dangereux, toxiques et peuvent s'accumuler facilement dans les organismes non ciblés, y compris l'homme (Leommani *et al.*, 2015). En effet, les voies de dispersion et de transfert sont nombreuses, soit directement dans le sol, ou alors indirectement, par le lessivage et le ruissellement, lors des précipitations, qui vont entraîner la contamination des eaux de surface et souterraines. Cette contamination généralisée à tous les compartiments de l'écosystème représente un risque potentiel pour les organismes vivants, dont l'homme, soit directement, soit par le biais des aliments qu'ils consomment (Landau-Ossondo *et al.*, 2009).

Les pesticides, par définition, sont des substances d'origine naturelle ou synthétique, ou un mélange de substances anthropogéniques produites et appliquées pour prévenir, détruire ou contrôler toutes les espèces non désirées définies comme des parasites, des bactéries, des champignons, des végétaux ou des animaux (Ullah *et al.*, 2019; Vagi et Petsas, 2019). Avec les progrès réalisés dans le domaine de la chimie, leur nombre ne cesse de croître, avec le développement de différents types de pesticides utilisés pour cibler différentes catégories d'espèces (Gill *et al.*, 2018). Les pesticides sont synthétisés et commercialisés sous plusieurs appellations, appartenant à différentes classes chimiques et/ou biologiques, parmi ces dernières, les insecticides sont les plus largement utilisés et constituent environ 80 % de l'utilisation des pesticides (Ullah *et al.*, 2018). Il existe différentes classes d'insecticides homologuées, notamment les organochlorés, les carbamates et les pyréthrinoïdes qui ont été largement utilisées après la deuxième guerre mondiale, cependant au fil du temps, ces insecticides ont été identifiés comme un problème majeur pour l'environnement et la santé humaine (Oliveira *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2018).







Bien que les insecticides permettent une production agricole élevée, une autosuffisance alimentaire, et une lutte efficace contre certaines maladies vectorielles ; ils présentent des inconvénients, tels que la rémanence, la contamination de différents écosystèmes et une toxicité pour l'homme et les espèces non visées (Chagnon *et al.*, 2015; Casado *et al.*, 2018). Ils peuvent avoir des effets toxiques à court terme sur les organismes qui y sont directement exposés, ou des effets à long terme, en ayant une incidence sur la diversité biologique (Hawkins *et al.*, 2018). En outre, la majorité des insectes nuisibles ont développé une résistance à ces insecticides dits conventionnels, avec des pertes agricoles et économiques non négligeables, ainsi la plupart des pays développés ont limité leur utilisation en raison de leurs effets toxiques élevés sur l'environnement et la santé publique (Filimonova *et al.*, 2016). Bien que des solutions alternatives à leur utilisation intensive soient en développement, le problème de la contamination se pose encore (Sunita *et al.*, 2019).

Suite à ces conséquences néfastes, la recherche a développé au cours de ces dernières années de nouvelles molécules insecticides dotées de propriétés sélectives et à faible risque écotoxicologique (Boopathi *et al.*, 2017), dégradables et moins toxiques pour les organismes non visés (Singh *et al.*, 2016). Parmi ces insecticides, on trouve les bioinsecticides naturels dérivés soit de micro-organismes comme le spinosad (Benchaabane *et al.*, 2016) soit de plantes tels que l'azadirachtine (Kilani-Morakchi *et al.*, 2017; Ferdenache *et al.*, 2019). Ainsi que, ceux dérivés de classes chimiques à mode d'action spécifique et sélectif comme les néonicotinoïdes (Saxena *et al.*, 2016), les perturbateurs de la croissance des insectes (IGD) (Bensebaa *et al.*, 2015) ; et une nouvelle classe chimique, les Kétoénoles dont le Spirodiclofen, le Spirotetramat et le Spiromesifen (Marcic *et al.*, 2011; Gutbrod *et al.*, 2018).

Le Spiromesifen est un insecticide/acaricide utilisé en agriculture pour protéger les cultures contre les aleurodes ou mouches blanches telles que *Bemisia tabaci*, ravageur des cultures de coton (Prabhaker *et al.*, 2008; Mann *et al.*, 2012) et *Trialeurodes vaporariorum*, ravageur des cultures sous serre (Bi et Toscano, 2007; Karatolos *et al.*, 2012). Il est également très actif contre les tétranyques une famille d'acariens ectoparasites comme *Tetranychus urticae* (Kumari *et al.*, 2015; Assis *et al.*, 2018). Après des recherches menées par Nauen *et al.* (2002), le Spiromesifen a été introduit et commercialisé par la société Bayer CropScience (Allemagne) sous le nom commercial d'Oberon® 240 (Be et Toscan, 2007; Bielza *et al.*, 2009). Ce produit est actuellement homologué en Algérie pour un usage sur les plantes ornementales, légumières et fruitières cultivées sous serre et en plein champ (IPPUA, 2015).





Le Spiromesifen est un insecticide non systémique qui dérive de l'acide tétronique spirocyclique ayant un mode d'action spécifique sur le métabolisme des lipides. Il affecte tous les stades de développement des insectes en tant qu'inhibiteur de l'acétyl-CoA-carboxylase, une enzyme essentielle à la biosynthèse des acides gras (Nauen *et al.*, 2005; Kontsedalov *et al.*, 2009; Karatolos *et al.*, 2012; Kumari *et al.*, 2017). Il est recommandé dans les programmes de gestion de la résistance aux insecticides (Nicolaus *et al.*, 2005; Sharma *et al.*, 2007; Marčić *et al.*, 2011). Une faible toxicité pour l'environnement et les organismes utiles a été rapportée pour le Spiromesifen (Nicolaus *et al.*, 2005). En effet, le taux de dégradation dans le sol est signalé entre 3-18 jours et dans l'eau ou les sédiments à 4-11 jours (Babczynski et Arthur, 2005) ; et une faible toxicité a été rapportée pour les arthropodes non ciblés comme les abeilles (Nauen *et al.*, 2002; Nicolaus *et al.*, 2005) et les bourdons (Bielza *et al.*, 2005), ainsi que chez les mammifères (Dekeyser, 2005). Cependant, peu d'études ont été menées sur ses effets à l'encontre des organismes non ciblés vivants dans des agro-écosystèmes en contact avec le sol, tels que les vers de terre, les isopodes et les escargots terrestres.

L'évaluation de la contamination de l'environnement terrestre est souvent difficile à réaliser en raison de la complexité et de l'hétérogénéité de la composition des sols. Les études de biosurveillance *in situ* restent extrêmement difficiles à mettre en place car elles demandent de nombreuses ressources et des observations à plus ou moins long terme avec l'utilisation d'espèces bioindicatrices et l'étude de plusieurs biomarqueurs à différentes échelles d'organisation biologique. A ces études sur terrain, s'ajoutent des expérimentations en laboratoire à travers la détermination de la toxicité des contaminants et l'étude de la relation de causalité qui en découle (Pihan, 2001).

Ces deux méthodes complémentaires, terrain/laboratoire, permettent d'obtenir des indications à long et à court terme de l'impact des contaminants sur l'environnement et les organismes qui le peuplent. C'est dans ce contexte que s'inscrit notre projet doctoral qui se divise en deux parties. La première partie sur terrain traite de la biosurveillance *in situ* de la qualité du sol de quelques biotopes situés à l'extrême Nord-Est Algérien en utilisant des espèces bioindicatrices, les mollusques gastéropodes terrestres. La deuxième partie complémentaire menée au laboratoire aborde l'effet toxique d'un insecticide/acaricide de nouvelle génération l'Oberon® 240 (matière active Spiromisifen à 240 g/l), homologué en Algérie sur une espèce non visée inféodée aux sols qui est l'escargot terrestre *Cornu aspersum*. Ainsi, cette thèse abordera trois aspects :







- **Un aspect écologique** à travers la détermination de quelques paramètres physico-chimiques des sols et leurs corrélations avec la biodiversité et les indices écologiques des Mollusques Gastéropodes Pulmonés terrestres recensés dans quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Hadjar, site exposé à une pollution industrielle ; El Tarf et Bouteldja, sites soumis à une pollution urbaine et agricole ; et El Kala, un site écologique éloigné de toute source de pollution. L'échantillonnage est réalisé mensuellement au cours de l'année 2016.
- **Un aspect écotoxicologique** par la biosurveillance de la qualité des sols de ces quatre biotopes à travers l'utilisation de l'espèce la plus représentative et la plus dominante recensée au terme de l'étude écologique qui est l'escargot *C. aspersum*. Cet organisme est utilisé comme espèce bioindicateur de la pollution de ces sols, et ce par la détermination de la réponse de quelques biomarqueurs biochimiques (Acétylcholinestérase, Glutathion S-transférase, Métallothionéines), ainsi que l'impact sur la croissance des adultes et juvéniles de cet escargot.
- **Un aspect toxicologique** en déterminant l'impact d'un insecticide/acaricide de la famille des Kétoénoles, l'Oberon® 240 (matière active Spiromisifen à 240 g/l) sur les adultes de *C. aspersum*, après un traitement par application topique à deux concentrations létales (CL<sub>50</sub> à 5 et 10 µg/ml), utilisées sur le terrain contre les aleurodes ou mouches blanches, insectes ravageurs de diverses cultures. L'impact de cet insecticide/acaricide est évalué sur les taux des lipides hépatopancréatiques et du malondialdéhyde, biomarqueur de la peroxydation lipidique des acides gras polyinsaturés des membranes cellulaires. De plus, une détermination qualitative et quantitative des acides gras hépatopancréatiques est réalisée chez les adultes de cette espèce.



*MATERIEL*

*&*

*METHODES*





## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. Présentation de la zone d'étude et des sites d'échantillonnage

La zone d'étude est située à l'extrême Nord-Est Algérien englobant les wilayas d'Annaba et El Tarf et notre choix s'est porté sur quatre sites : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar (**Fig. 1**). Les sites d'échantillonnage sont sélectionnés selon leur exposition aux sources de pollution urbaines, agricoles et industrielles et pour la présence des Mollusques Gastéropodes terrestres.

#### 2.1.1. Le site d'El Kala (36°53'44'' N ; 8°26'36'' E)

El Kala est une commune côtière de la wilaya d'El Tarf, située à l'extrême Nord-Est de l'Algérie, à la frontière Algéro-Tunisienne d'une superficie de 292 Km<sup>2</sup> et présentant un climat très humide. Elle est limitée par la Mer méditerranée au Nord, la frontière Algéro-Tunisienne à l'Est, la daïra d'El Tarf au Sud et les daïras de Bouteldja et Ben M'hidi à l'Ouest. Elle est connue pour ses sites écologiques protégés inscrits dans le patrimoine de l'UNESCO, c'est le cas en particulier du Parc National d'El Kala (P.N.E.K), connu à l'échelle nationale et internationale pour sa biodiversité faunistique et floristique (*Semraoui et al., 1993*) (**Fig. 1**).

#### 2.1.2. Le site d'El Tarf (36°46'02'' N ; 8°18'50'' E)

Il représente le chef-lieu de la wilaya d'El Tarf, situé à l'extrême Nord-Est Algérien, distant de 70 Km de la wilaya d'Annaba. La commune d'El Tarf possède une superficie de 111,14 Km<sup>2</sup> et présente un climat humide. Elle est limitée au Nord par la daïra d'El Kala, à l'Est par la frontière Algéro-Tunisienne, au Sud par la daïra de Bouhadjar et à l'Ouest par la daïra de Bouteldja. C'est une zone urbaine et agricole (**Fig. 1**).

#### 2.1.3. Le site de Bouteldja (36°30'10'' N ; 8°06'17'' E)

C'est une commune de la wilaya d'El Tarf, située à 55 Km à l'Est de la ville d'Annaba. Elle a une superficie de 113,53 km<sup>2</sup> et présente un climat humide. Elle est frontalière avec les daïras de Ben M'hidi au Nord, El Kala à l'Est, El Tarf et Bouhadjar au Sud et Besbes à l'Ouest. C'est une zone à vocation agricole (**Fig. 1**).

#### 2.1.4. Le site d'El Hadjar (36°48'00'' N ; 7°44'00'' E)

El Hadjar d'une superficie de 63 Km<sup>2</sup>, est une commune de la wilaya d'Annaba, située à 10 Km au Sud-Est du chef-lieu de la wilaya. Elle bénéficie d'un climat humide et elle est limitée géographiquement par les daïras d'El Bouni au Nord, Drean et Ben M'hidi à l'Est, Ain Berda au Sud et Berrahal à l'Ouest. Dans cette commune est implanté un important complexe





industriel ArcelorMittal, considéré comme l'un des plus grand complexe sidérurgique en Afrique et une source principale de pollution industrielle (**Fig. 1**).



**Figure 1.** Localisation géographique de la zone d'étude et des sites d'échantillonnage : El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar (*Carte personnelle*).

## 2.2. Paramètres physico-chimiques des sols

### 2.2.1. Technique d'échantillonnage et préparation des sols

Les échantillons de sol sont prélevés mensuellement de façon aléatoire au niveau de chaque site d'étude (EL Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar) durant l'année 2016. Le prélèvement s'effectue à l'aide d'une petite pelle sur une profondeur de 5 cm après dégagement de la couche supérieure. Les échantillons de sol sont conservés dans des sacs en polyéthylène étiquetés. Une fois au laboratoire les sols sont séchés à l'air libre (2 à 5 jours), broyés au mortier puis tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm et conservés jusqu'à l'analyse des paramètres physico-chimiques.

### 2.2.2. Méthodes d'analyses des paramètres physico-chimiques des sols

Plusieurs paramètres physico-chimiques sont mesurés au niveau des sols des quatre sites d'étude qui sont le potentiel hydrogène de l'eau ( $pH_{eau}$ ), potentiel hydrogène KCl ( $pH_{KCl}$ ), conductivité électrique, humidité hygroscopique, porosité totale, carbone et matières organiques, calcaire total et actif et phosphore assimilable.





**a) Potentiel Hydrogène de l'eau (pH<sub>eau</sub>) ou acidité actuelle**

Le pH<sub>eau</sub> est l'une des propriétés les plus importantes d'un sol. Il exprime la teneur en ions d'hydrogène [H<sup>+</sup>] libres dans une solution du sol (Mathieu *et al.*, 2003). La mesure du pH<sub>eau</sub> du sol est décrite par Clément *et al.* (2003) (Annexe I). La désignation des sols se fait d'après l'échelle de Gaucher et Solter (1981) (Tableau 1).

**Tableau 1 :** Désignation des sols par gamme de pH selon l'échelle de Gaucher et Solter (1981).

pH	Désignation du sol
< 3 - 4,5	Extrêmement acide
4,5 - 5	Très fortement acide
5 - 5,5	Très acide
5,5 - 6	Acide
6 - 6,75	Faiblement acide
6,75 - 7,25	Neutre
7,25 - 8,5	Alcalin
> 8,5	Très alcalin

**b) Potentiel Hydrogène KCl (pH<sub>KCl</sub>) ou acidité résiduelle**

Le pH<sub>KCl</sub> correspond à la concentration en ions d'hydrogène [H<sup>+</sup>] du sol obtenue après ajout du chlorure de potassium (KCl). Le KCl a pour effet de chasser les H<sup>+</sup> fixés sur le complexe Argilo-Humique du sol (Clément *et al.*, 2003 ; Annexe I).

**c) Conductivité électrique (CE)**

La mesure de la conductivité électrique d'un sol permet d'obtenir rapidement une estimation de la teneur globale en sels dissous. Sa technique de détermination est décrite en Annexe I (Clément *et al.*, 2003). La conductivité électrique est exprimée en milli-siemens par centimètre de sol (mS/cm) et classée selon les normes présentées dans le **tableau 2**.

**Tableau 2 :** Conductivité électrique des sols selon leur taux de salinité (mS/cm) (USSSL, 1954).

Conductivité électrique (mS/cm)	Salure du sol
0 - 0,6	Non salé
0,6 - 1,4	Peu salé
1,4 - 2,4	Salé
2,4 - 6	Très salé





**d) Humidité hygroscopique (H)**

L'humidité hygroscopique représente la quantité d'eau que peut retenir un sol soumis aux conditions naturelles d'assèchement (Godin, 1984 ; Lazaridou-Dimitriadou et Saunders, 1986). L'humidité hygroscopique (H %) est calculée selon une formule obtenue d'après la technique décrite par Clément *et al.* (2003) (Annexe I).

**e) Porosité totale (P)**

La porosité totale (P %), représente le pourcentage des vides d'un sol, elle est calculée après détermination de la densité apparente (Da) et la densité réelle (Dr) (Clément *et al.*, 2003 ; Annexe I). Après détermination du pourcentage de porosité, les sols sont classés selon l'échelle de Katchinski *in* Kaouritchev (1983) (Tableau 3).

**Tableau 3 :** Désignation des sols par gamme de pourcentage de porosité selon l'échelle de Katchinski *in* Kaouritchev (1983).

Porosité totale en %	Désignation du sol
< 25	Très faible
25 - 40	Faible
40 - 50	Insatisfaisante
50 - 55	Satisfaisante
55 - 70	Excellente
> 70	Excessivement élevée

**f) Carbone (CO) et matière (MO) organiques**

La détermination du carbone organique (CO %) nous permet d'évaluer la quantité de la matière organique présente dans l'échantillon de sol. Le carbone organique est dosé selon la méthode Anne (1945) (Annexe I). Le pourcentage de matière organique (MO) présent dans un sol est calculé après détermination du taux de carbone organique (CO) selon la formule suivante :

$$MO \% = CO \% \times 1,72$$

1,72 : Coefficient de passage du carbone à la matière organique.

Selon leur teneur en matière organique les sols sont classés selon Soltner (1981) comme suit (Tableau 4) :







**Tableau 4 :** Classification des sols selon leur teneur en matière organique (Soltner, 1981).

Matière organique %	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 - 1,5	Très faible
1,5 - 2,5	Faible
2,5 - 3,5	Moyenne
3,5 - 4,5	Moyennement élevée
4,5 - 5	Elevée
> 5	Très élevée

**g) Calcaire total**

C'est l'ensemble du calcaire du sol représenté sous toutes ses dimensions (tailles). La détermination du pourcentage de calcaire total ( $\text{CaCO}_3$  %), se fait selon une technique décrite par Clément *et al.* (2003) (Annexe I). Les sols sont classés suivant leur teneur en calcaire total selon le tableau ci-dessous (Tableau 5) :

**Tableau 5 :** Classification des sols selon leur teneur en calcaire total (USSL, 1954).

Taux de $\text{CaCO}_3$ Total	Qualification du sol
$\text{CaCO}_3\text{T} \leq 5$ %	Sol non calcaire
$5 < \text{CaCO}_3\text{T} \leq 12,5$ %	Sol faiblement calcaire
$12,5 < \text{CaCO}_3\text{T} \leq 25$ %	Sol modérément calcaire
$25 < \text{CaCO}_3\text{T} \leq 50$ %	Sol fortement calcaire
$\text{CaCO}_3\text{T} > 50$ %	Sol très fortement calcaire

**h) Calcaire actif**

Le calcaire actif ( $\text{CaCO}_3$  ‰), n'est calculé que si le taux de calcaire total obtenu est inférieur à 25 %. Le  $\text{CaCO}_3$  actif est déterminé selon la méthode de Drouineau-Galet (1942) (Annexe I).

**i) Phosphore assimilable**

Le phosphore est extrait du sol par une solution d'oxalate d'ammonium, il est ensuite dosé par une méthode colorimétrique en présence de sulfomolybdate d'ammonium et d'un réducteur l'acide ascorbique. La quantification du phosphore se fait par la réalisation d'une gamme d'étalonnage exprimant les absorbances en fonction d'une solution de monopotassium de phosphate ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) à 0,1 g/100 ml d'eau distillée. Le dosage consiste à comparer l'intensité





de la coloration bleue que donne le  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  en présence de sulfomolybdate d'ammonium et d'un réducteur l'acide ascorbique, avec celle fournie par des solutions étalons de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  (Joret-Hebert, 1955 ; Annexe I).

### **2.3. Echantillonnage des Gastéropodes Pulmonés terrestres**

Les Gastéropodes Pulmonés terrestres sont collectés mensuellement dans les quatre sites d'étude (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar) au cours de l'année 2016. La collecte aléatoire de 50 individus en moyenne, a lieu les matinées durant une heure de temps dans chaque site. Les Gastéropodes récoltés sont ramenés vivants au laboratoire pour identification et dénombrement.

### **2.4. Inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres et clés d'identification**

Sur le plan de la systématique, la classe des Gastéropodes appartenant à l'embranchement des Mollusques, se divise en trois sous-classes (Gaillard, 1991; Grzimek et Fontaine, 1973).

- les Prosobranches, qui constituent la quasi-totalité des Gastéropodes marins à coquille (Gaillard, 1991).
- les Opisthobranches, qui représentent la totalité des Gastéropodes marins adaptés à la vie benthique littorale ou à la vie pélagique. Certains possèdent une coquille, mais la grande majorité sont d'aspect limaciforme (Grzimek et Fontaine, 1973).
- les Pulmonés, qui regroupent la quasi-totalité des Gastéropodes, avec ou sans coquille, habitant les domaines terrestres et les eaux douces (Gaillard, 1991). Ce sont les seuls Mollusques bénéficiant d'une respiration pulmonaire. Ils sont fréquemment hermaphrodites (Grzimek et Fontaine, 1973).

Les Gastéropodes Pulmonés terrestres collectés au niveau des quatre sites d'étude sont identifiés selon les clés décrites par Bonnet *et al.* (1990) et Chevalier (1992), qui se basent sur le nombre de bandes spirales des coquilles ainsi que leurs couleurs et leurs formes (Fig. 2).







**Figure 2.** Coquilles de Gastéropodes Pulmonés terrestres avec différentes couleurs et formes (MNHN, 2012).

## 2.5. Indices écologiques

Une fois les espèces de Gastéropodes Pulmonés identifiées et classées par familles, genres et espèces, nous avons calculé les indices écologiques de composition qui sont la richesse spécifique (ou totale), l'abondance, la fréquence centésimale et la constance ; ainsi que les indices de structure à savoir l'indice de diversité de Shannon, l'indice de Simpson et l'Équitabilité de piélou (équirépartition).

### 2.5.1. Indices de composition

**Richesse spécifique (ou totale) (S) et abondance (A) :** la richesse spécifique d'un peuplement est le nombre total d'espèces (S) rencontrées par site, tandis que l'abondance (A) est le nombre total d'individus (N) collectés par espèce (Blondel, 1975).

**Fréquence centésimale (F) :** représente l'abondance relative et correspond au pourcentage du nombre d'individus d'une espèce ( $n_i$ ) par rapport au total des individus recensés (N). Elle peut être calculée pour un prélèvement ou pour l'ensemble des prélèvements d'une biocénose et permet de classer les espèces en espèce commune, rare ou très rare (Dajoz, 1985).





- ❖ **Espèce commune** : présente dans plus de 50 % de relevés.
- ❖ **Espèce rare** : présente dans 25 à 50 % de relevés.
- ❖ **Espèce très rare** : présente dans moins de 25 % de relevés.

Elle est calculée selon la formule suivante :

$$F = (ni \times 100) / N$$

**Constance (C)** : appelée aussi fréquence d'apparition ou fréquence d'occurrence, elle est calculée par le rapport exprimé en pourcentage du nombre de relevés contenant l'espèce étudiée (P) et le nombre total de relevés effectués (N) (Dajoz, 2006). Elle est calculée selon la formule suivante :

$$C = P / N \times 100$$

Selon la valeur de C, on distingue les catégories suivantes :

- ❖ **Espèce omniprésente** si  $C = 100 \%$ .
- ❖ **Espèce constante** si  $75 \% \leq C < 100 \%$ .
- ❖ **Espèce régulière** si  $50 \% \leq C < 75 \%$ .
- ❖ **Espèce accessoire** si  $25 \% \leq C < 50 \%$ .
- ❖ **Espèce accidentelle** si  $5 \% \leq C < 25 \%$ .
- ❖ **Espèce rare** si  $C \leq 4 \%$ .

### 2.5.2. Indices de structure

**Indice de diversité de Shannon (H')** : l'indice de diversité de Shannon représente la quantité d'information apportée par un échantillon sur les structures du peuplement dont provient l'échantillon et sur la façon dont les individus y sont répartis entre diverses espèces (Daget, 1976). L'indice de diversité de Shannon se calcule comme suit :

$$H' = - \sum_{i=1}^s [pi \cdot \text{Log}_2 pi]$$

Où :

**S** : Nombre total d'espèces formant le peuplement.

**pi** : Abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance d'une espèce :  $pi = ni / N$ .

**ni** : Nombre d'individus d'une seule espèce (i).

**N** : Nombre total d'individus de toutes les espèces formant le peuplement.





La valeur de cet indice varie de 0 (une seule espèce, ou bien une espèce dominant très largement toutes les autres) à  $\log S$  (lorsque toutes les espèces ont une même abondance). Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèce, dont la distribution d'abondance est équilibrée. A l'inverse, une valeur faible de cet indice correspond soit à un peuplement caractérisé par un nombre d'espèces faible pour un nombre d'individus élevé, soit à un peuplement dans lequel il y'a une espèce dominante.

**Indice de Simpson (D)** : Il mesure la probabilité que deux individus choisis au hasard dans un échantillon appartiennent à la même espèce (Simpson, 1949). L'indice de Simpson se calcule comme suit :

$$D = \sum \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Où :

**$n_i$**  : Nombre d'individus d'une espèce.

**$N$**  : Nombre total d'individus de toutes les espèces

La valeur de D est comprise entre 0 et 1 :

- Plus la valeur de D est proche de 0, plus la diversité est grande.
- Plus la valeur de D tend vers 1, plus la diversité est faible.

**Indice d'équitabilité de Piélou (équirépartition) (J)** : l'équitabilité constitue une seconde dimension fondamentale de la diversité. Elle permet de comparer les structures des peuplements. La valeur de (J) varie de 0 à 1 ; elle tend vers 0 quand les différentes populations ne sont pas en équilibre entre elles et lorsque la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce (dominance d'une des espèces) ; et elle tend vers 1 quand il existe un équilibre entre les populations, lorsque toutes les espèces ont une même abondance (équirépartition entre toutes les espèces) (Ramade, 1984).

Elle montre le rapport entre la diversité spécifique ( $H'$ ) et la diversité maximale ( $H'_{max}$ ), elle s'exprime comme suit :

$$J = H' / H'_{max}$$

Avec

$$H'_{max} = \log_2(S)$$

**S** : Nombre total d'espèces formant le peuplement.





## 2.6. Présentation du modèle biologique de notre étude *Cornu aspersum*

### 2.6.1. Présentation et classification

Le modèle biologique utilisé dans notre étude est l'escargot *Cornu aspersum* (syn. *Helix aspersa* ; Müller, 1774), appelé également petit gris, Mollusque Gastropode Pulmoné terrestre de la famille des Hélicidés (Kerney et Cameron, 2006).

*C. aspersum* est un escargot à corps mou dépourvu de squelette, sa masse viscérale présente une torsion de 180° par rapport au pied d'où une asymétrie de certains de ses organes (Bonnet *et al.*, 1990). Il fait partie de la classe des Gastéropodes, il possède un poumon (ou cavité palléale), ce qui le situe dans la sous classe des Pulmonés ; il appartient à l'ordre des Stylommatophores, caractérisés par le port des yeux à l'extrémité des tentacules. Sa coquille enroulée caractérise la famille des Hélicidés, sa spirale tourne généralement dans le sens des aiguilles d'une montre, pouvant contenir tout son corps, la masse viscérale étant retenue dans la coquille par le muscle columellaire (Cadart, 1975) (Fig. 3).

Selon Bonnet et Vrillon (1990) sa position systématique est la suivante :

<b>Règne :</b>	Animalia
<b>Embranchement :</b>	Mollusca
<b>Classe :</b>	Gastropoda
<b>Ordre :</b>	Stylommatophora
<b>Famille :</b>	Helicidae
<b>Genre :</b>	<i>Cornu</i>
<b>Espèce :</b>	<i>Cornu aspersum</i> (Müller, 1774).



**Figure 3.** Présentation de *Cornu aspersum* (Photos Personnelles).







### 2.6.2. Anatomie externe et interne

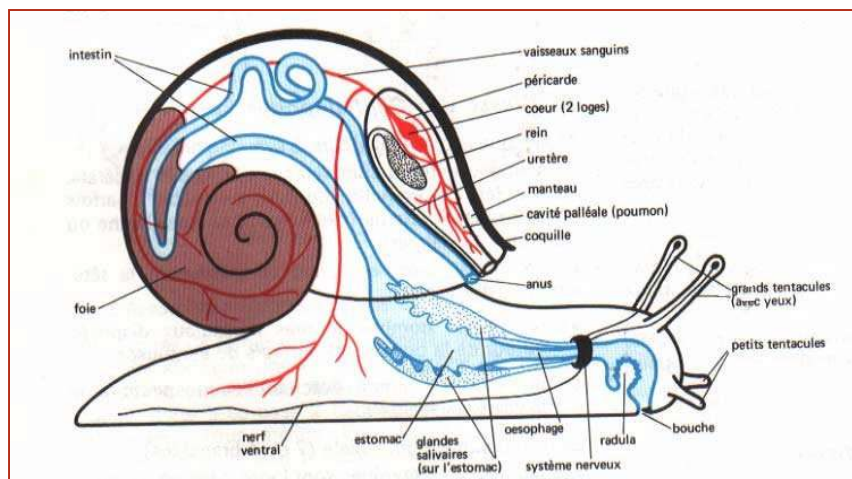
La coquille représente le squelette externe de *C. aspersum*, secrétée par la face dorsale et le bord libre du manteau ; elle est globulaire, spirale, à enroulement dextre, son ouverture est évasée, descendante et son bord externe est appelé péristome (Chevalier, 1982). La coquille grossit avec l'escargot durant toute sa croissance. Lorsqu'il devient adulte, le péristome durcit et l'escargot est alors "bordé". Le corps de l'escargot est mou, visqueux en raison de la présence du mucus. Il est constitué de trois parties : la tête, le pied et la masse viscérale (Bonnet *et al.*, 1990) (Fig. 4).



**Figure 4.** Morphologie externe de *Cornu aspersum* (A) (Gr x 0,70) et de sa coquille : face dorsale (B) (Gr x 0,83) et face ventrale (C) (Gr x 0,66) (photos personnelles).

La masse viscérale dont la plus grande partie est enfermée dans la coquille, contenant presque tous les organes, est richement vascularisée (Chevalier, 1982). Le tube digestif débute par le bulbe buccal. L'œsophage reçoit les conduits de deux glandes salivaires et les canaux de l'hépatopancréas, se déversent dans l'estomac. Le système nerveux comprend deux ganglions cérébroïdes. Les organes des sens sont les yeux, les tentacules sensorielles portés sur la tête, et les statocystes situés sur le pied (Gaillard, 1991). L'appareil circulatoire est formé d'un cœur, sans vaisseaux sanguins proprement dits, par conséquent l'hémolymphe circule dans les interstices des organes de la cavité viscérale (Grzimek et Fontaine, 1973). Le poumon est une poche formée de l'épithélium palléal, irrigué par les vaisseaux pulmonaires et s'ouvre à l'extérieur par l'orifice respiratoire (Bonnet *et al.*, 1990) (Fig. 5).





**Figure 5.** Anatomie interne d'un escargot ([www.google.fr/Images](http://www.google.fr/Images)).

### 2.6.3. Croissance et nutrition

Quatre phases de croissance sont définies chez les escargots en fonction de leur taille, leur masse ainsi que leur différenciation sexuelle (Gomot, 1997) :

- Phase infantile durant laquelle le tractus génital est non-différencié chez des animaux de 0,02 à 0,6 g.
- Phase juvénile relative à un tractus génital qui s'organise et à une gamétogenèse active. La masse est comprise entre 0,6 et 6,0 g.
- Phase de maturation sexuelle ou phase pré-adulte durant laquelle les glandes annexes femelles se développent. Elle concerne des escargots non bordés (absence d'épaississement du péristome) pesant de 8-9 g.
- Phase adulte à croissance nulle durant laquelle les escargots sont aptes à se reproduire. Ils sont alors bordés et pèsent entre 10-14 g et plus.

En général, la croissance naturelle jusqu'au stade adulte s'étale sur deux ans et les escargots sont ainsi considérés comme sexuellement matures à partir du deuxième ou troisième été suivant leur naissance (Chevallier, 1992). A la fin de la croissance l'escargot dit « Bordé », mesure de 28 à 35 mm et se déplace par reptation, grâce à son pied, en secrétant de la bave pour mieux glisser, sa vitesse moyenne est de 7,5 cm/mn (Cadart, 1975). Dans la nature, sa longévité dépasse rarement l'âge de cinq (05) ans. Sa mort est souvent due à des prédateurs ou à des parasites. En captivité, sa longévité est bien plus longue et va de dix (10) à quinze (15) ans. Certains individus ont vécu plus de trente (30) ans (Taylor, 1883).



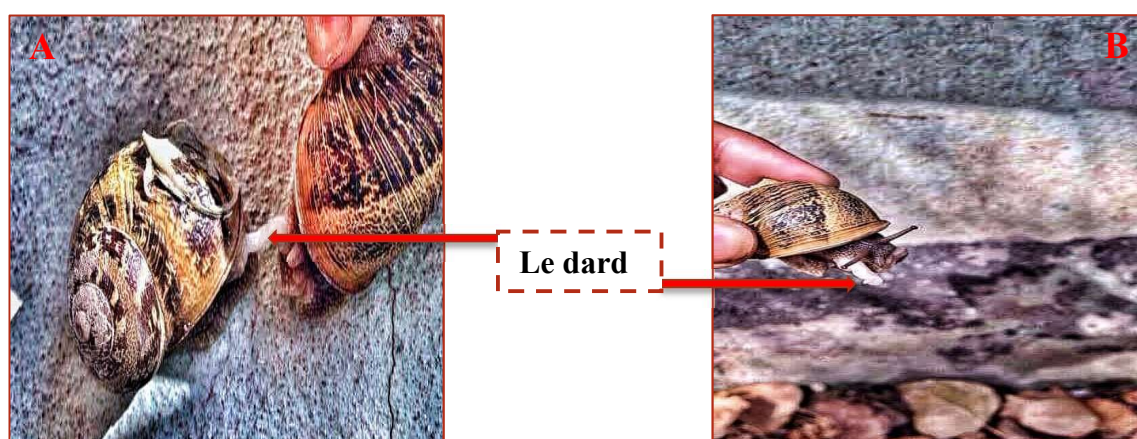


*C. aspersum* est actif principalement la nuit et en période humide. Les jours trop secs, il entre en estivation en se fixant contre une paroi et en obturant sa coquille par un voile de mucus solidifié blanchâtre appelé "Epiphragme". A l'approche de l'hiver, l'escargot entre en hibernation en s'enfouissant dans le sol ou en s'abritant dans les interstices des murs. Sa coquille est alors obturée par un épiphragme épais. Il reprend son activité au printemps quand les températures augmentent (Marasco et Murciano, 2003; Kerney et Cameron, 2006).

Il possède un régime alimentaire non spécialisé composé de plantes (herbacées, graminées, légumes de culture, lichens, certaines céréales, champignons) (Barker, 2001; Chevalier *et al.*, 2001). L'escargot mastique ses aliments à l'aide d'une langue râpeuse appelée radula. Le sol fait également partie de son alimentation, et constitue un apport en nutriments et sels minéraux indispensables à sa croissance et à la formation de sa coquille (Gomot *et al.*, 1989; Dallinger *et al.*, 2001).

#### **2.6.4. Reproduction et développement embryonnaire**

*C. aspersum* est hermaphrodite, il possède à la fois des lignées germinales mâles et femelles, l'accouplement entre deux individus est cependant nécessaire pour la fécondation (Bertrand *et al.*, 2004). La période de reproduction commence au début du mois de mai et dure jusqu'à la mi-septembre. L'accouplement implique une fécondation réciproque par échange de spermatophores entre les deux partenaires. L'accouplement dure de 10 à 12 h (Pirame *et al.*, 2003) (Fig. 6).



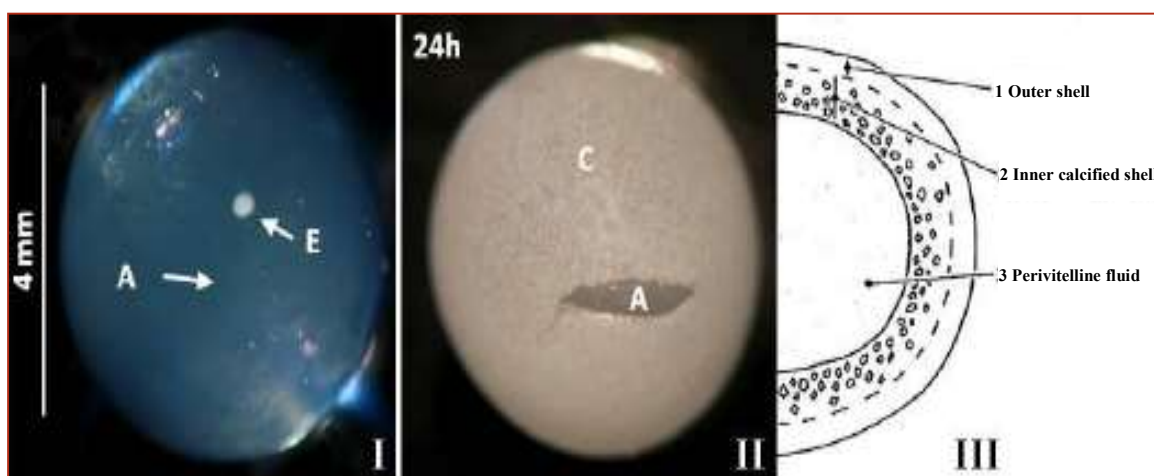
**Figure 6.** Accouplement entre deux individus de *Cornu aspersum* (A) et photo du «dard» l'organe d'accouplement (B) (photos personnelles).







La fécondation a lieu au niveau de la chambre de fertilisation, une quinzaine de jours après l'accouplement. Les ovocytes fécondés sont entourés d'albumen (secrété par la glande à albumen), qui constitue les réserves nutritives pour le développement embryonnaire ; puis d'une coque calcaire (Fig. 7). Pour pondre, l'escargot creuse avec sa tête une cavité de 2-4 cm de profondeur dans le sol, et y dépose une ponte qui peut durer jusqu'à 36 heures constituée en moyenne d'une centaine d'œufs (Fig. 8). A une température de 18-20 °C, les œufs vont se développer en 12 à 15 jours avant d'éclore. Ensuite les jeunes éclos remontent en surface, ce qui prend 4 à 5 jours supplémentaires avant de pouvoir les apercevoir (Lecalve, 1989).



**Figure 7.** Structure d'un œuf de *Cornu aspersum* de 24 heures sans (I) et avec coque (II) et un schéma d'après Bayne (1968) (III). (A : albumen ; C : coque calcaire ; E : embryon âgé de 24 heures visible par transparence dans l'albumen gélatineux lorsque l'on a retiré la coque externe de l'œuf) (Lecalve, 1989).



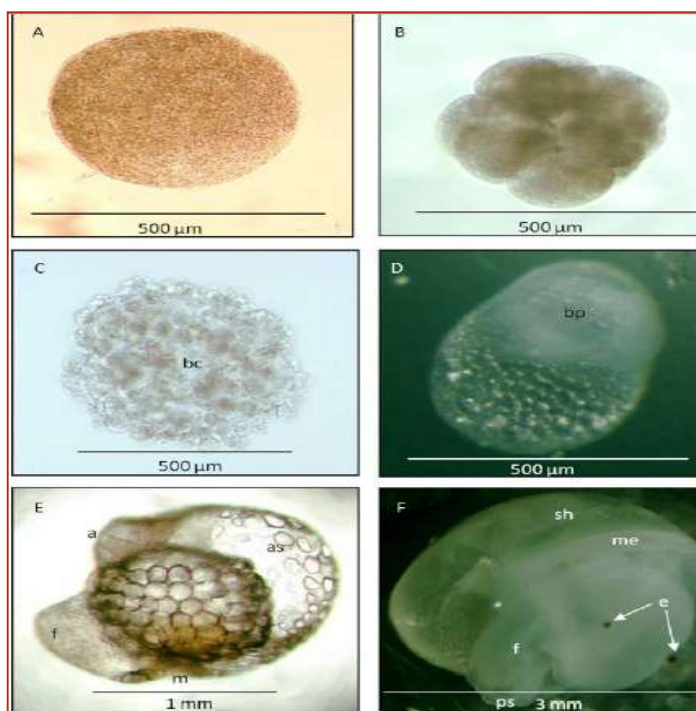
**Figure 8.** Ponte des œufs d'un escargot ([www.google.fr/Images](http://www.google.fr/Images)).







Peu d'études sont disponibles sur le développement embryonnaire de *C. aspersum*, la plus récente a été réalisée par **Druart et al. (2010) (Fig. 9)**. L'embryon passe du stade une cellule lors de la ponte au stade morula après 2 à 3 jours de développement par une segmentation totale (stades 2, 4, 8, 16, 32 cellules...). A la fin du stade morula, l'embryon a l'aspect d'une mûre, une cavité appelée blastocoele apparaît. Après 4 jours de développement, deux pôles se distinguent avec apparition de l'ébauche de l'orifice buccal appelé blastopore. Après 6 à 7 jours de développement, l'embryon atteint le stade larvaire qui est caractérisé par le début de l'organogénèse. A ce stade, on distingue les ébauches du pied, de la bouche, du cœur et de l'anus. Après 12 jours, l'embryon ressemble à un petit escargot adulte avec la présence d'une coquille, du manteau, des 4 tentacules dont 2 portent les yeux et d'un pied bien individualisé. Les derniers jours de développement permettent à l'embryon de terminer la différenciation de ses organes et le développement de sa coquille. La phase embryonnaire s'achève après une quinzaine de jours (suivant la température d'incubation). L'éclosion produit un jeune escargot présentant un reste de substances de réserves dans le tube digestif qui seront résorbées dans les jours qui suivent l'éclosion (**Druart et al., 2010**).



**Figure 9.** Les étapes de l'embryogenèse chez *Cornu aspersum*. Embryon au stade 1 cellule (A, 0-3 heures après fertilisation), 8 cellules (B, 8-12 heures après fertilisation), morula (C, 2-3 jours après fertilisation), gastrula (D, 4 jours après fertilisation), stade larvaire (E, 7 jours et F, 12 jours après fertilisation). (a : anus; as : sac antérieur; bc : blastocoele; bp : blastopore; e : yeux sur les tentacules; f : pied ; m : bouche; me : manteau; ps : sinus pédieux; sh : coquille) (**Druart et al., 2010**).





### 2.7. Biométrie de *Cornu aspersum*

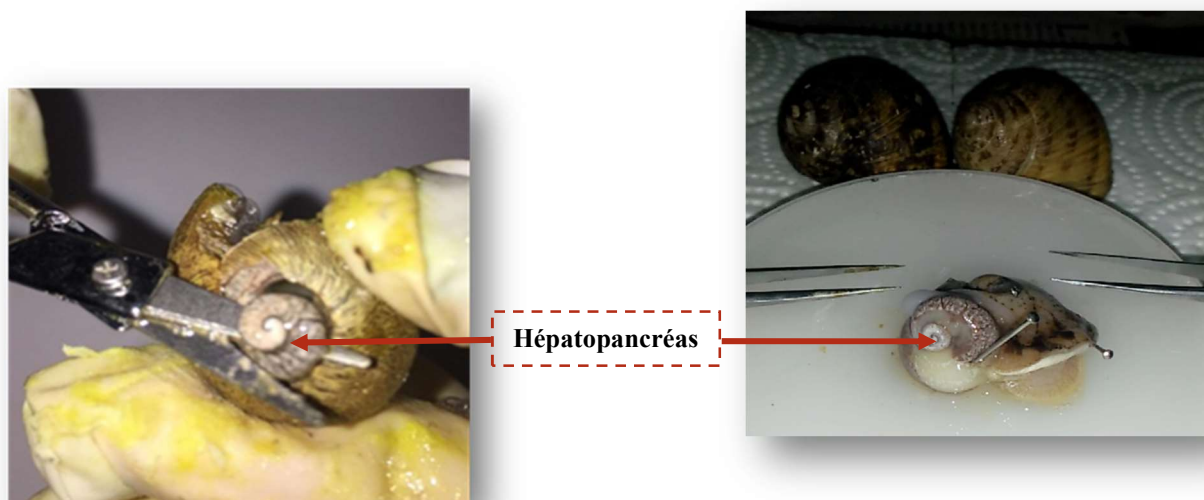
Les escargots de *C. aspersum* (adultes et juvéniles) récoltés mensuellement durant l'année 2016 au niveau des sites d'étude (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar), sont pesés à l'aide d'une balance de précision Sartorius H110 (Précision 0,1 mg). De plus, les paramètres biométriques de la coquille à savoir la hauteur (H) et le diamètre (D), sont également mesurés à l'aide d'un pied à coulisse précision 1/10 mm (Fig. 10).



**Figure 10.** Paramètres biométriques (A) et pondéraux (B) mesurés chez *Cornu aspersum*.

### 2.8. Dissection et prélèvement des organes

La dissection et le prélèvement des organes se font sur des adultes de *C. aspersum*, d'un poids moyen de  $12 \pm 1$  g et d'un diamètre moyen de  $30 \pm 1$  mm. La dissection des escargots débute par le découpage de la coquille à l'aide de petits ciseaux en suivant son sens d'enroulement. Ensuite, on se débarrasse de la coquille délicatement par petits morceaux jusqu'au dégagement des différents organes constituant le corps. Une fois les organes dégagés on procède au prélèvement de la tête et de l'hépatopancréas qui seront conservés dans des tampons appropriés jusqu'aux dosages (Fig. 11).



**Figure 11.** Dissection et prélèvement des organes chez *Cornu aspersum* (photos personnelles).





## 2.9. Dosage des biomarqueurs

### 2.9.1. Dosage de l'acétylcholinestérase (AChE)

Le dosage de l'AChE est effectué selon la méthode d'Ellman *et al.* (1961). Cette méthode consiste à fournir à l'enzyme un substrat, l'acétylthiocholine (ASCh), dont l'hydrolyse libère de la thiocholine (SCh) et de l'acide acétique. La quantité de thiocholine libérée réagit avec l'acide 5-5' dithiobis-2-nitrobenzoïque (DTNB) formant un complexe de couleur jaune dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 412 nm.

Les têtes des adultes de *C. aspersum* sont homogénéisés (SONIFER B-30) dans 1 ml de solution détergente [38,03 mg EGTA (acide éthylène glycol-bis, β-aminoéthyl éther NNN'N' tétra acétique), 1 ml Triton X 100%, 5,845 g NaCl, 80 ml tampon Tris (10 mM, pH 7)] à l'aide d'un homogénéiseur à Ultrasons, puis centrifugés (9000 tours/mn, 15 mn à 4 °C), le surnageant récupéré servira pour la mesure de l'activité de l'AChE. Celle-ci est déterminée comme suit :

Une fraction aliquote de 100 µl du surnageant est additionnée à 100 µl de DTNB [39,6 mg de DTNB, 15 mg CO<sub>3</sub>HNa, dans 10 ml de tampon Tris (0,1 M, pH 7)] et 1 ml du tampon Tris (0,1 M, pH 7) ; après 3 à 5 minutes de repos nécessaires pour épuiser la réaction spontanée, 100 µl du substrat Acétylthiocholine iodide [118 mg d'acétylthiocholine dans 5 ml d'eau distillée] sont ajoutés.

La lecture des densités optiques s'effectue à 412 nm toutes les 2 minutes pendant 10 mn contre un blanc où le surnageant est remplacé par un volume équivalent de solution détergente. L'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

$$X = \frac{\Delta D0}{e} \times \frac{Vt}{Vs} \text{ / mg de protéines}$$

**X** : Activité spécifique de l'AChE exprimée en millimole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (mM/mn/mg de protéines).

**Δ DO** : Pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.

**e** : Coefficient d'extinction molaire du DTNB = 13,6 mM<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup>.

**Vt** : Volume total de la cuve = 1,3 ml [0,1 ml surnageant + 0,1 ml DTNB + 1 ml tampon Tris (0,1 M, pH 7) + 0,1 ml acétylthiocholine].

**Vs** : Volume du surnageant = 0,1 ml.

**mg de protéines** : Quantité de protéines exprimée en mg.





### 2.9.2. Dosage de la glutathion S-transférase (GST)

La mesure de l'activité de la GST est déterminée selon la méthode de **Habig *et al.* (1974)**. Elle est basée sur la réaction de conjugaison entre la GST et un substrat, le CDNB (1-chloro 2,4 dinitrobenzène) en présence d'un cofacteur, le glutathion (GSH). La lecture des absorbances est effectuée à une longueur d'onde de 340 nm dans un spectrophotomètre visible/UV.

Les hépatopancréas des adultes de *C. aspersum* sont homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (0,1 M, pH 6). L'homogénat est centrifugé à 14000 tours/mn pendant 30 mn à 4 °C et le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme.

Le dosage consiste à faire réagir 0,2 ml du surnageant avec 1,2 ml du mélange CDNB (1 mM) / GSH (5 mM) [20,26 mg CDNB, 153,65 mg GSH, 1 ml d'éthanol, 100 ml tampon phosphate (0,1 M, pH 6)]. La lecture des absorbances est effectuée toutes les 1 mn pendant 5 mn à une longueur d'onde de 340 nm contre un blanc contenant 0,2 ml d'eau distillée remplaçant la quantité du surnageant. L'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

$$X = \frac{\Delta D_0}{e} \times \frac{V_t}{V_s} \text{ / mg de protéines}$$

**X** : Activité spécifique de la GST exprimée en millimole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (mM/mn/mg de protéines).

**Δ D<sub>0</sub>** : Pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.

**e** : Coefficient d'extinction molaire du CDNB = 9,6 mM<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup>.

**V<sub>t</sub>** : Volume total dans la cuve = 1,4 ml [0,2 ml surnageant + 1,2 ml mélange CDNB/GSH].

**V<sub>s</sub>** : Volume du surnageant = 0,2 ml.

**mg de protéines** : Quantité de protéines exprimée en mg.

### 2.9.3. Dosage des métallothionéines (Mts)

Les métallothionéines sont quantifiées selon la méthode de **Viarengo *et al.* (1997)** en évaluant le contenu en résidus -SH par une méthode spectrophotométrique utilisant le réactif d'Ellman (DTNB). La réaction entre le DTNB et les groupements -SH des métallothionéines produit des quantités stœchiométriques de TNB (thionitrobenzoate), un composé de couleur jaune dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 412 nm. Les taux de métallothionéines





sont quantifiés en utilisant une courbe de référence déterminée à partir d'une gamme étalon préparée avec plusieurs concentrations de la forme réduite du glutathion (GSH) [1 mg/ml dans du NaCl 0,25 M] (**Tableau 6, Fig. 12**).

Les hépatopancreas des adultes de *C. aspersum*, préalablement lavés dans du NaCl (9 g/l) ou du tampon phosphate (0,05 M, pH 7,4), sont broyés dans 1 ml d'une solution d'homogénéisation [17,115 g Saccharose (0,5 M), 1,66 ml tampon Tris (20 mM, pH 8,6), 300 µl Leupeptine (0,006 mM), 10 µl β-Mercaptoéthanol (0,01 %) comme agent réducteur, q.s.p 100 ml d'eau distillé], et au moment de l'extraction on rajoute 150 µl PMSF (0,5 mM) comme anti protéolytique. Après broyage mécanique puis homogénéisation aux ultrasons, l'homogénat est centrifugé (14500 tours/mn, 20 mn à 4 °C) et le surnageant obtenu est conservé à -20 °C jusqu'au dosage.

Une fraction aliquote de 0,5 ml du surnageant est ajoutée à un mélange de 0,5 ml d'éthanol absolu et 40 µl de chloroforme préalablement conservé à -20 °C et ce pour faire précipiter les protéines de haut poids moléculaire. L'ensemble est centrifugé à 7000 tours/mn durant 10 mn à 4 °C. Le surnageant (0,9 ml) obtenu est précipité en présence de 20 µl d'HCl (37 %) additionné de 3,3 ml d'éthanol absolu préalablement refroidi à -20 °C. Après incubation (1 heure à -20 °C) le mélange est centrifugé à 7000 tours/mn pendant 10 mn à 4 °C. Le culot obtenu, contenant les MTs, est lavé avec 1 ml d'une solution de lavage [87 ml Ethanol, 1 ml Chloroforme, 12 ml de la solution d'homogénéisation préparée sans Leupeptine et PMSF], et centrifugé à 6000 tours/mn pendant 10 mn à 4 °C.

Le culot obtenu est séché et repris dans 150 µl d'une solution de remise en suspension de tampon Tris (5 mM, pH 7,5). Une fois vortexés, les tubes sont incubés à 65 °C pendant 15 mn. Après incubation les tubes reçoivent 140 µl de NaCl (0,25 M) et 150 µl d'une solution EDTA-HCl [300 µl HCl 37 %, 20 µl EDTA 60 mM, 2,68 ml eau distillée] et sont vortexés jusqu'à dissolution complète du culot. Les échantillons obtenus sont additionnés de 4,2 ml de DTNB préparé extemporanément dans du tampon phosphate/NaCl (5 M, pH 8) [17 mg de DTNB dans 100 ml de tampon phosphate/NaCl (5 M, pH 8)] et conservés à l'abri de la lumière puis centrifugés à 5000 tours/mn à 20 °C pendant 10 mn. La lecture des absorbances est effectuée à une longueur d'onde de 412 nm à partir du surnageant obtenu. La quantité des métallothionéines est déterminée d'après la formule suivante :

$$X = \frac{DO_{412} \times e}{a \times b \times c \times \text{mg de protéines}}$$







**X** : Taux de Mts exprimé en microgramme de substrat hydrolysé par mg de protéines ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de protéines).

**DO<sub>412</sub>** : Densité optique à 412 nm de la fraction enrichie en Mts pour chaque échantillon.

**e** : Poids moléculaire d'une molécule de Mt d'un Mollusque Gastéropodes = 5968.

**a** : Pente de la droite de régression de la gamme d'étalonnage du GSH.

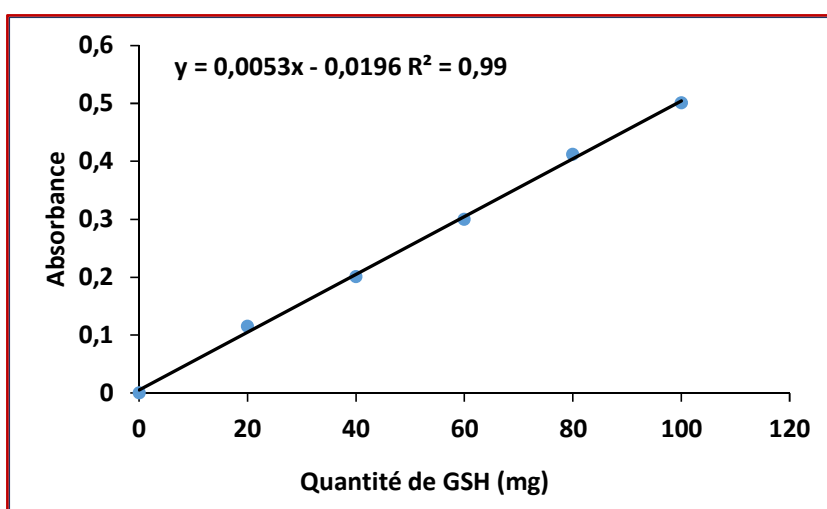
**b** : Poids moléculaire du GSH = 307,3.

**c** : Nombre de résidus cystéine d'une molécule de Mt d'un Mollusque Gastéropodes = 21.

**mg de protéines** : Quantité de protéines exprimée en mg.

**Tableau 6** : Dosage des métallothionéines : réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Solution mère de GSH ( $\mu\text{l}$ )	0	20	40	60	80	100
NaCl 0,25 M ( $\mu\text{l}$ )	150	130	110	90	70	50
HCl 1N, EDTA 4 mM ( $\mu\text{l}$ )	150	150	150	150	150	150
Solution de DTNB (ml)	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2	4,2



**Figure 12.** Dosage des métallothionéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de GSH (mg) ( $R^2$  : coefficient de détermination).

#### 2.9.4. Dosage des protéines

Les protéines sont dosées selon la méthode de **Bradford (1976)**. Le dosage est effectué sur une fraction aliquote de 0,1 ml de surnageant additionnée de 4 ml de Bleu Brillant de Coomassie (BBC) (G250, Sigma) comme réactif [100 mg de BBC, 50 ml d'éthanol (95%),

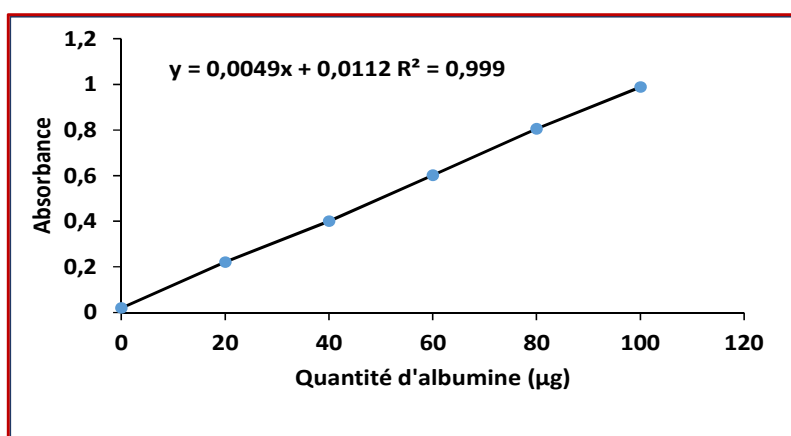




agitation pendant 2 heures, 100 ml d'acide orthophosphorique (85%) et complété à 1000 ml par l'eau distillée]. La lecture des absorbances s'effectue à une longueur d'onde de 595 nm et la gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une solution mère d'Albumine Sérum de Bœuf (BSA, Sigma) à 1 mg/ml eau distillée (**Tableau 7, Fig. 13**).

**Tableau 7 :** Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage

Tubes	1	2	3	4	5	6
BSA (µl)	0	20	40	60	80	100
Eau distillé (µl)	100	80	60	40	20	0
Réactif BBC (ml)	4	4	4	4	4	4
BSA (µg)	0	20	40	60	80	100



**Figure 13.** Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine (µg) (R<sup>2</sup> : coefficient de détermination).

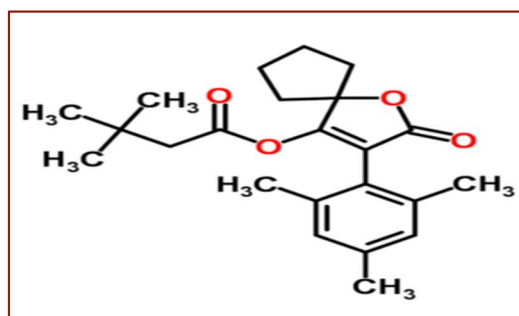
### 2.10. Présentation de l'insecticide et traitement

L'Oberon® (matière active Spiromesifen à 240 g/l SC) est découvert dans les années 1990 par la firme Bayer CropScience (**Bretschneider et al., 2006**), breveté en 1993 (**O'Neil et al., 2006**) et enregistré sous condition au niveau de l'agence de protection de l'environnement (enregistrement EPA numéro 264-718) en tant qu'un pesticide à utilisation libre (**Donna et al., 2012**). Il est utilisé en Algérie sous l'homologation N° 0644250, pour les cultures maraichères contre les mouches blanches et les tetranyques (**IPPUA, 2015**).

Le Spiromesifen de formule chimique C<sub>23</sub> H<sub>30</sub> O<sub>4</sub> (**Fig. 14**), est un insecticide/acaricide appartenant à la classe chimique des Kétoénols, il est utilisé pour la lutte contre les aleurodes ou mouches blanches (*Bemisia* et *Trialeuroides* spp.) et les acariens (*Tetranychus* et *Panonychus* spp) infestant les légumes et les cultures ornementales (**Nauen et al., 2003**).







**Figure 14.** Structure chimique du Spiromesifen ([www.google.fr/Images](http://www.google.fr/Images)).

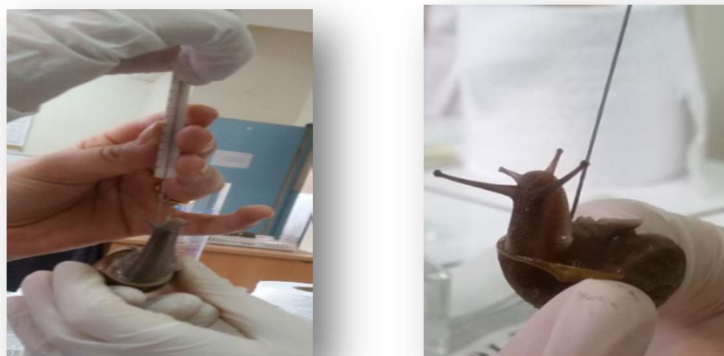
Le traitement est effectué sur des adultes de *C. aspersum*, d'un poids moyen de  $12 \pm 1$  g et d'un diamètre moyen de  $30 \pm 1$  mm, provenant du site d'El Kala et élevés au laboratoire pendant 15 jours dans des boîtes en plastique transparentes recouvertes de tulle pour permettre l'aération et éviter la fuite. Les escargots sont nourris avec des feuilles de salade verte imbibées d'eau (**Fig. 15**).



**Figure 15.** Elevage de *Cornu aspersum* au laboratoire (photo personnelle).

Le traitement est réalisé par application topique de deux concentrations létales, une  $CL_{50}$  de 5  $\mu\text{g/ml}$ , utilisée contre un ravageur des cultures de tabac *Bemisia tabaci* (Kontsedalov *et al.*, 2008) et une  $CL_{50}$  de 10  $\mu\text{g/ml}$ , appliquée sur un ravageur des cultures sous serre *Trialeurodes vaporariorum* (Bi et Toscano, 2007). Pour cela, trois lots sont réalisés, deux lots traités et un lot témoin comprenant chacun 10 individus. Une fois les concentrations préparées, 10  $\mu\text{l}$  du produit sont déposés sur le pied de l'escargot près de la cavité palléale (Radwan et Mohamed, 2013). Le lot témoin reçoit 10  $\mu\text{l}$  d'eau distillée. Le traitement est réalisé sur une durée de 96 heures au terme desquelles les escargots sont sacrifiés (**Fig. 16**).

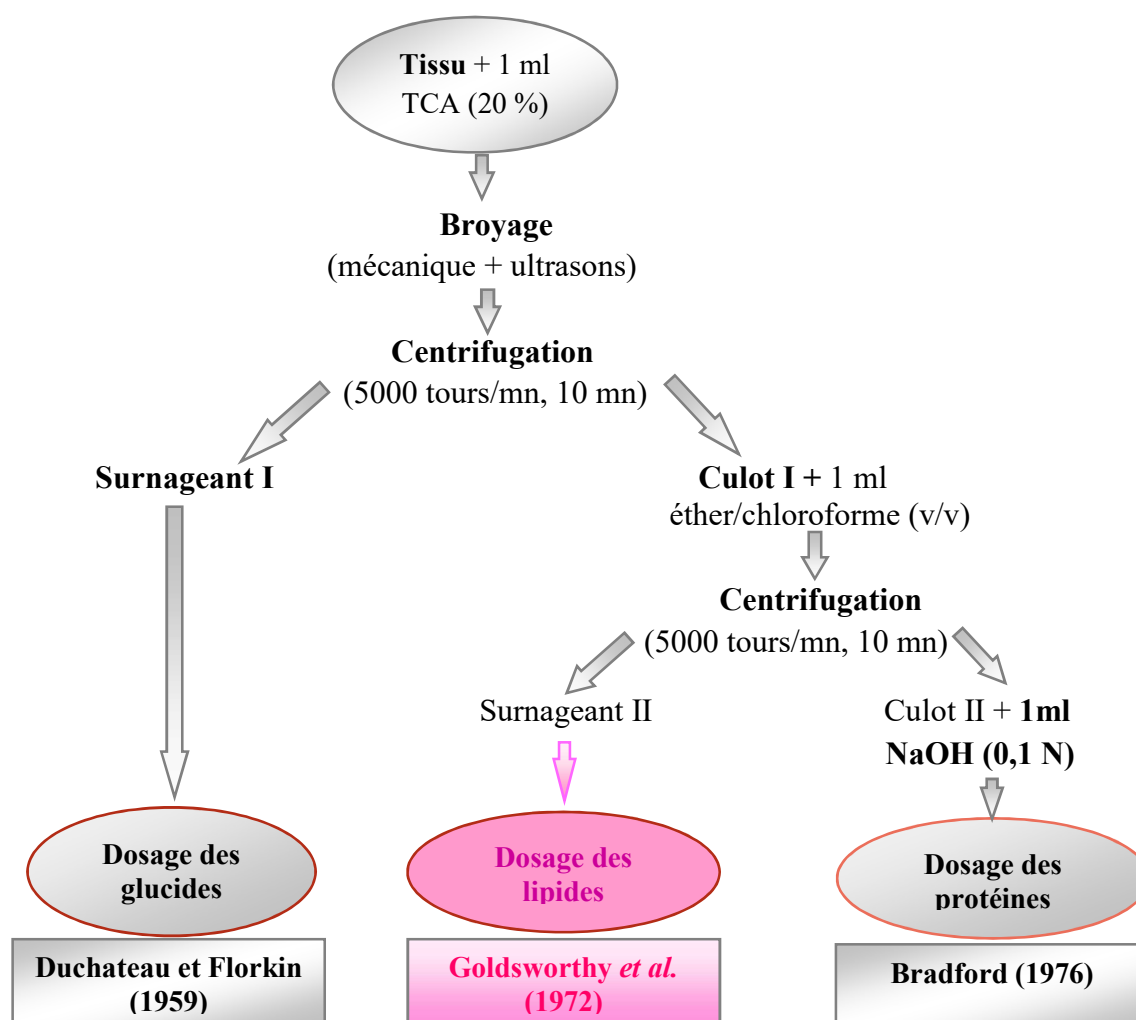




**Figure 16.** Traitement par application topique de l'Oberon chez *Cornu aspersum* (photos personnelles).

### 2.11. Extraction et dosage des lipides

L'extraction des lipides est effectuée selon le procédé de *Shibko et al. (1966)* à partir des hépatopancréas des adultes de *C. aspersum* conservés dans 1 ml d'acide trichloroacétique (TCA) à 20 % [20 g TCA, 100 ml eau distillée] (**Fig. 17**).



**Figure 17.** Principales étapes d'extraction des lipides selon le procédé de *Shibko et al. (1966)*.

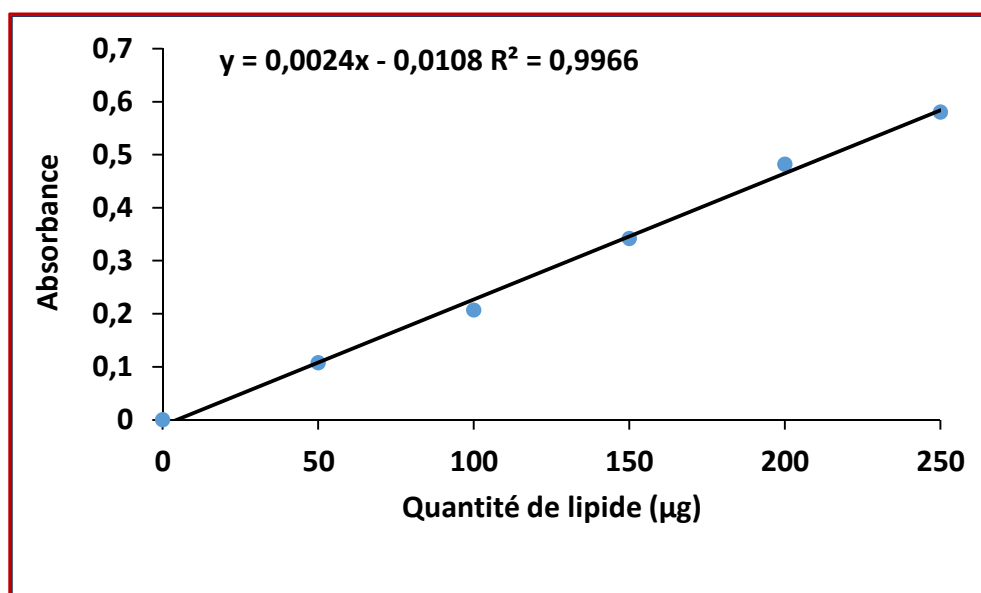




Le taux des lipides est déterminé selon la méthode de Goldsworthy *et al.* (1972) qui utilise la vanilline [0,38 g vanilline, 55 ml eau distillée, 195 ml acide orthophosphorique 85 %] comme réactif et une solution mère de lipides à 2,5 mg/ml [2,5 mg d’huile de table, 1 ml éther/chloroforme (v/v)] comme standard. Le dosage est réalisé sur des prises aliquotes de 100 µl des extraits lipidiques ou de la gamme étalon auxquelles on ajoute 1 ml d’acide sulfurique (96 %). Après agitation et chauffage dans des bains à sec à 100 °C pendant 10 mn, puis refroidissement, 200 µl sont repris auxquels sont ajoutés 2,5 ml du réactif vanilline. Après agitation et mise à l’obscurité pendant 30 minutes, une coloration rose se développe dont l’intensité est lue à une longueur d’onde de 530 nm (Tableau 8, Fig. 18).

**Tableau 8 :** Dosage des lipides : réalisation de la gamme d’étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Quantité de solution mère de lipide (µl)	0	20	40	60	80	100
Solvant Ether/Chloroforme (µl)	100	80	60	40	20	0
Réactif Vanilline (ml)	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Quantité de lipide (µg)	0	50	100	150	200	250



**Figure 18.** Dosage des lipides : droite de régression exprimant l’absorbance en fonction de la quantité de lipide (µg) ( $R^2$  : coefficient de détermination).





## 2.12. Dosage du malondialdéhyde (MDA)

Les taux de malondialdéhyde (MDA) sont déterminés selon la méthode de **Draper et Hadley (1990)** basée sur la mesure colorimétrique de la réaction entre l'acide thiobarbiturique (TBA) et le malondialdéhyde (MDA) donnant un produit rouge brun dont l'intensité de la coloration est mesurée à une longueur d'onde de 532 nm. Les hépatopancreas sont broyés aux ultrasons dans 1 ml de tampon Tris (50 mM, pH 7,5) [1,5137 g tris, 0,0730 g EDTA (acide éthylène diamine tétraacétique), 42,78 g sucrose, 250 ml eau distillée]. Une fois l'homogénéisation réalisée, une centrifugation est effectuée pendant 10 mn à 10000 tours/mn et le surnageant récupéré servira au dosage du MDA.

Le dosage est réalisé avec 500 µl du surnageant additionnés de 2,5 ml de TCA [100 g TCA, 1000 ml eau distillée]. Après chauffage au bain marie à 100 °C pendant 15 mn et refroidissement dans de la glace, une centrifugation est effectuée à 10000 tours/mn pendant 10 mn. Une fraction aliquote de 2 ml du surnageant est alors prélevée à laquelle on ajoute 1 ml de TBA [6,7 g TBA, 1000 ml eau distille]. Après un second chauffage (100 °C, 15 mn) et refroidissement, 1,5 ml de butanol sont rajoutés. Après agitation, une dernière centrifugation (10000 tours/mn, 10 mn) est réalisée et le surnageant constitué de 1 ml de butanol renfermant les complexes TBA/MDA est récupéré et une lecture des absorbances est effectuée à 532 nm contre un blanc où du tampon Tris remplace le surnageant. Le taux du MDA est déterminé selon la formule suivante :

$$X = \frac{\Delta D_0}{e} \times \frac{V_t}{V_s} \text{ / mg de protéines}$$

**X** : Taux du MDA exprimé en micromole de substrat hydrolysé par mg de protéines (µM/mg de protéines).

**Δ Do** : Différence de la densité optique obtenue après hydrolyse du substrat.

**e** : Coefficient d'extinction molaire du TBA = 156 Mm<sup>-1</sup> cm<sup>-1</sup>

**Vt** : Volume total dans la cuve = 1 ml [volume total du butanol récupéré renfermant les complexes TBA/MDA].

**Vs** : Volume du surnageant = 0,5 ml.

**mg de protéines** : Quantité de protéines exprimée en mg.





## 2.13. Extraction et dosage des acides gras

### 2.13.1. Extraction des lipides totaux

Le broyage des hépatopancreas est réalisé grâce à un Potter en verre à piston conique de 15 ml de capacité, dans une première solution constituée de 100  $\mu\text{l}$  de standard interne C17:0 (acide margarique ou acide heptadécanoïque) (100  $\mu\text{g}/\mu\text{l}$ ) + 2 ml de méthanol + 1 ml de chloroforme. Après mélange par vortex pendant 2 mn, on rajoute une seconde solution formée de 1 ml chloroforme + 1,8 ml de NaCl (2 M) et le tout est vortexé pendant 5 mn. Les deux solutions sont ainsi ajoutées en respectant un ratio final des solvants de respectivement 2: 2: 1,8 (v: v: v) de méthanol, chloroforme et NaCl (2 M). Après une centrifugation à 3000 tours/mn pendant 2 mn, la phase inférieure chloroformique est récupérée dans un tube en verre à joint Téflon (Sovirel) de 10 ml avec une pipette pasteur et une propipette. La phase chloroformique est ensuite évaporée sous azote afin de récupérer le résidu lipidique sec (Bligh et Dyer, 1959).

### 2.13.2. Méthylation ou dérivation des acides gras

La dérivation des acides gras (AG), en abaissant leur point de fusion et en diminuant leur polarité, permet de réduire le temps d'analyse et d'obtenir de meilleures séparations des pics en chromatographie. La dérivation la plus usuelle est l'estérification (Fig. 19), donnant des esters méthyliques d'AG. L'estérification des AG des lipides est effectuée en deux étapes qui sont la saponification et l'estérification proprement dite.

La saponification se fait par ajout d'1 ml de NaOH méthanolique 0,5 N [2 g NaOH dans 100 ml méthanol] au résidu lipidique sec récupéré au préalable. Ensuite, une incubation dans une étuve à 80 °C pendant 20 mn est effectuée, suivi d'un choc thermique pendant 2 mn dans de la glace. Après refroidissement à température ambiante, une estérification est effectuée par ajout de 2 ml de  $\text{BF}_3$  (Boron Trifluoride) dans du méthanol à 14 %; puis une seconde incubation de 15 mn à 80 °C est effectuée, suivie d'un choc thermique pendant 2 mn dans de la glace.



Figure 19. Principe de la dérivation par estérification (Anses, 2011).





### **2.13.3. Extraction des esters méthyliques**

Après le bain de glace, on ajoute 2 ml de NaCl saturé à 35 % et 3 ml d'hexane afin d'extraire les esters méthyliques. Après mélange par vortex pendant 2 mn, la phase supérieure hexanique est récupérée dans un tube en verre pour analyse par chromatographie en phase gazeuse (CPG).

### **2.13.4. Equipement et condition de dosage**

La chromatographie en phase gazeuse (CPG) à détection d'ionisation de flamme (DIF) est la méthode d'analyse la plus couramment utilisée pour le dosage des AG (Anses, 2011). Les esters méthyliques d'AG récupérés sont analysés par CPG en utilisant le chromatographe de marque Clarus 500 (PerkinElmer, Waltham, MA, USA), équipé d'un détecteur à ionisation de flamme, une colonne capillaire VF-23 ms (30 m x 0,32 mm) (Agilent, Santa Clara, CA, USA), et d'un injecteur split/splitless. Pour l'acquisition des chromatogrammes et leur traitement, la CPG est couplée à un ordinateur équipé du logiciel Azur, version 4.0.

Les paramètres de fonctionnement de la CPG sont identiques à celles décrites par **Budg et Parrish (1998)**. Les conditions d'analyse sont les suivantes : la température du four est maintenue à 85 °C pendant 1 mn, augmentée à 150 °C à raison de 30 °C/mn, puis à raison de 3 °C/mn, jusqu'à l'obtention d'une température de 215 °C. L'hélium est utilisé comme gaz vecteur avec un débit de 3 ml/mn. Le détecteur est maintenu à 260 °C tout au long de l'analyse. L'acide margarique (C17: 0) est utilisé comme standard interne. Les acides gras obtenus à partir du chromatogramme sont quantifiés par rapport à l'aire du standard interne et sont normalisés en fonction du poids du tissu et exprimés en pourcentage (%).

## **2.14. Analyse statistique**

Les résultats obtenus sont exprimés par la moyenne plus au moins l'erreur standard de la moyenne ( $m \pm SEM$ ), et l'analyse statistique est réalisée grâce aux logiciels, GraphPad.Prism.v7 et R v.3.4.2 (**Ihaka et Gentleman, 1996; R Core Team, 2017**).

Les résultats sont traités en utilisant plusieurs tests statistiques tels que la droite de régression, la corrélation, la comparaison non paramétrique des moyennes par le test de Kruskal-Wallis suivi d'une multiple comparaison avec le test de Dunn's *post-hoc*, l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse hiérarchique des clusters (HCA) et l'analyse factorielle des correspondances (AFC). Le niveau de signification est établi à  $p < 0,05$ .



# *RESULTATS*







### 3. RESULTATS

#### 3.1. Paramètres physico-chimiques des sols

##### a) Potentiel hydrogène de l'eau ( $pH_{\text{eau}}$ )

La détermination du  $pH_{\text{eau}}$  au niveau des sols des quatre sites d'étude (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar) durant les quatre saisons de l'année 2016 (hiver, printemps, été, automne), montre selon l'échelle de **Gaucher et Solter (1981)** que les sols des sites d'El Kala et El Hadjar sont des sols alcalins (7,25 – 8,5) durant les quatre saisons. Tandis que, les sols d'El Tarf et Bouteldja sont des sols neutres (6,75 – 7,25) durant l'hiver, le printemps et l'automne ; et alcalins (7,25 – 8,5) durant l'été. En effet, les résultats révèlent des valeurs maximales durant la saison estivale pour les sites d'El Kala, El Tarf et Bouteldja avec des valeurs respectives de  $7,90 \pm 0,00$  ;  $7,36 \pm 0,00$  et  $7,31 \pm 0,00$ . La valeur maximale du  $pH_{\text{eau}}$  au niveau du site d'El Hadjar est enregistrée durant la saison hivernale avec une moyenne de  $7,86 \pm 0,00$ . Par contre les valeurs minimales sont enregistrées durant la saison automnale pour le site d'El Kala avec une valeur de  $7,76 \pm 0,00$  et pendant la saison hivernale pour les sites d'El Tarf et Bouteldja avec des valeurs respectives de  $7,23 \pm 0,00$  et  $7,16 \pm 0,00$ . La valeur minimale est enregistrée durant la saison printanière pour le site d'El Hadjar avec une moyenne de  $7,54 \pm 0,00$  (**Tableau 9**).

La comparaison des moyennes des  $pH_{\text{eau}}$  entre les quatre sites par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre le site d'El Kala et les sites d'El Tarf, Bouteldja et El Hadjar au cours des saisons printanière et estivale. Cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée entre El Kala et El Hadjar durant les saisons hivernale et automnale. De plus, les sites d'El Tarf et Bouteldja ne présentent aucune différence ( $p > 0,05$ ) durant les quatre saisons de l'année 2016. Concernant l'effet temps (saison) la comparaison des moyennes du  $pH_{\text{eau}}$  entre les quatre saisons au sein d'un même site montre des fluctuations selon les sites avec des différences significatives ( $p < 0,05$ ) entre l'automne et le reste des saisons à El Kala et El Hadjar, et entre l'été et le reste des saisons à El Tarf et Bouteldja (**Tableau 9**).





**Tableau 9 :** Variation saisonnière du potentiel hydrogène de l'eau ( $pH_{eau}$ ) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites \ Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	7,81 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>AB</b>	7,23 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	7,16 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	7,86 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>A</b>
Printemps	7,88 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	7,24 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	7,21 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>AB</b>	7,54 $\pm$ 0,00 <b>c</b> <b>B</b>
Eté	7,90 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	7,36 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	7,31 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	7,77 $\pm$ 0,00 <b>c</b> <b>A</b>
Automne	7,76 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	7,25 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	7,17 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	7,66 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>C</b>

- Les moyennes suivies d'une même lettre en minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites au sein de la même saison.
- Les moyennes suivies d'une même lettre en majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les saisons au sein du même site.

### b) Potentiel hydrogène KCl ( $pH_{KCl}$ )

Les résultats de la variation saisonnière du  $pH_{KCl}$  mesuré au niveau des sols des quatre sites montrent que les valeurs les plus élevées sont enregistrées durant l'été pour le site d'El Kala avec une moyenne de  $7,64 \pm 0,00$ ; et pour les sites d'El Tarf, Bouteldja et El Hadjar les  $pH_{KCl}$  les plus élevés sont enregistrés durant le printemps avec des valeurs respectives de  $7,10 \pm 0,01$  ;  $6,96 \pm 0,00$  et  $7,42 \pm 0,00$ . Cependant, les  $pH_{KCl}$  les plus faibles sont observés durant l'hiver pour tous les sites avec  $7,07 \pm 0,00$  à El Kala ;  $6,05 \pm 0,00$  à El Tarf ;  $6,07 \pm 0,00$  à Bouteldja et  $6,67 \pm 0,00$  à El Hadjar (**Tableau 10**).

Concernant l'analyse statistique appliquée aux variations saisonnières du  $pH_{KCl}$ , la comparaison des moyennes entre les quatre sites révèle une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre tous les sites d'étude pendant l'hiver, le printemps et l'été. Cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les sites d'El Tarf et Bouteldja durant ces mêmes saisons. Alors que, durant la saison automnale aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée entre les sites d'El Kala, El Tarf et El Hadjar. De plus, la comparaison des moyennes du  $pH_{KCl}$  entre les quatre saisons au sein d'un même site montre une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre l'hiver et le reste des saisons au sein des quatre sites, alors que généralement aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre le reste des saisons (**Tableau 10**).





**Tableau 10 :** Variation saisonnière du potentiel hydrogène KCl ( $pH_{KCl}$ ) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	7,07 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	6,05 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	6,07 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	6,67 $\pm$ 0,00 <b>c</b> <b>A</b>
Printemps	7,34 $\pm$ 0,00 <b>ac</b> <b>B</b>	7,10 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	6,96 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	7,42 $\pm$ 0,00 <b>c</b> <b>B</b>
Été	7,64 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>C</b>	7,03 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	6,88 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	7,26 $\pm$ 0,00 <b>c</b> <b>BC</b>
Automne	7,21 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>AB</b>	7,09 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	6,83 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	7,15 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>C</b>

### c) Conductivité électrique

La conductivité électrique représentée par la teneur globale en sels dissous mesurés au niveau des sols des quatre sites d'étude montre que les sites d'El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar présentent des sols non salés ( $0 - 0,6$  mS/cm) (USSL, 1954), et ce durant toute la période d'étude. En effet, l'évolution de la salinité révèle des valeurs maximales durant l'automne pour les sites d'El Kala, El Tarf et El Hadjar avec des valeurs respectives de  $0,30 \pm 0,00$  ;  $0,34 \pm 0,00$  et  $0,23 \pm 0,00$  mS/cm. Alors que, la valeur maximale est enregistrée pendant l'hiver pour le site de Bouteldja avec une moyenne de  $0,38 \pm 0,00$  (mS/cm). Les valeurs minimales sont enregistrées durant l'hiver pour le site d'El Kala avec une moyenne de  $0,22 \pm 0,00$  mS/cm et durant l'été pour les sites d'El Tarf et El Hadjar avec des valeurs respectives de  $0,18 \pm 0,00$  et  $0,14 \pm 0,00$  mS/cm. Au niveau du site de Bouteldja la valeur minimale est observée durant le printemps avec une moyenne de  $0,20 \pm 0,00$  mS/cm (Tableau 11).

La comparaison statistique de la variation saisonnière de la conductivité électrique entre El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar révèle des fluctuations avec des différences significatives ( $p < 0,05$ ) généralement enregistrées entre El Hadjar et le reste des sites se traduisant par une conductivité plus faible dans ce site comparativement aux autres. En ce qui concerne l'effet saison la comparaison des moyennes de la conductivité électrique montre une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) plus marquée entre l'hiver et le reste des saisons (Tableau 11).





**Tableau 11** : Variation saisonnière de la conductivité électrique (mS/cm) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	0,22 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	0,33 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	0,38 ± 0,00 <b>c</b> <b>A</b>	0,19 ± 0,00 <b>a</b> <b>AC</b>
Printemps	0,29 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	0,21 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	0,20 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	0,18 ± 0,00 <b>b</b> <b>AB</b>
Eté	0,27 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	0,18 ± 0,00 <b>bc</b> <b>B</b>	0,27 ± 0,00 <b>a</b> <b>C</b>	0,14 ± 0,00 <b>c</b> <b>B</b>
Automne	0,30 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	0,34 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	0,24 ± 0,00 <b>b</b> <b>BC</b>	0,23 ± 0,00 <b>b</b> <b>C</b>

#### d) Humidité hygroscopique

La variation saisonnière de l'humidité hygroscopique (%) représentée dans le **tableau 12**, montre que les valeurs maximales sont enregistrées pendant la saison hivernale et ceci au niveau de tous les sites d'étude, El Kala  $7,44 \pm 0,00$  ; El Tarf  $6,87 \pm 0,00$  ; Bouteldja  $6,89 \pm 0,00$  ; et El Hadjar  $6,10 \pm 0,00$  %. Alors que, les valeurs minimales sont observées pendant la saison automnale quel que soit le site, avec respectivement des moyennes de  $6,17 \pm 0,03$  % à El Kala ;  $5,88 \pm 0,00$  % à El Tarf ;  $5,96 \pm 0,00$  % à Bouteldja ; et  $4,96 \pm 0,00$  % à El Hadjar.

La comparaison des moyennes des taux d'humidité hygroscopique entre les quatre sites selon le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, montre une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre le site d'El Kala et les sites d'El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016, avec une humidité hygroscopique plus forte à El Kala et plus faible au niveau du site d'El Hadjar par rapport aux autres sites. Cependant, aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les sites d'El Tarf et Bouteldja durant les quatre saisons. Concernent l'effet temps (saison) la comparaison des moyennes de l'humidité hygroscopique révèle une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre l'hiver et le reste des saisons à El Tarf et Bouteldja, alors qu'à El Kala et El Hadjar aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre l'hiver et le printemps. Cependant, des différences hautement significatives ( $p < 0,001$ ) sont enregistrées entre l'été et l'automne au sein des quatre sites (**Tableau 12**).





**Tableau 12 :** Variation saisonnière de l’humidité hygroscopique (%) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l’extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l’année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	7,44 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	6,87 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	6,89 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	6,10 ± 0,00 <b>c</b> <b>A</b>
Printemps	7,29 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	6,36 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	6,56 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	5,96 ± 0,00 <b>c</b> <b>A</b>
Eté	6,87 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	6,16 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	6,31 ± 0,00 <b>b</b> <b>C</b>	5,66 ± 0,00 <b>c</b> <b>B</b>
Automne	6,17 ± 0,00 <b>a</b> <b>C</b>	5,88 ± 0,00 <b>b</b> <b>C</b>	5,96 ± 0,00 <b>ab</b> <b>D</b>	4,96 ± 0,00 <b>c</b> <b>C</b>

#### e) Porosité totale

Les résultats montrent que les pourcentages de porosité (%) les plus élevés sont enregistrés durant la saison hivernale au niveau de tous les sites d’étude, El Kala avec  $31,27 \pm 0,00 \%$ , El Tarf avec  $35,34 \pm 0,00 \%$ , Bouteldja avec  $34,31 \pm 0,00 \%$  et El Hadjar avec  $33,69 \pm 0,00 \%$ . Par contre, les pourcentages les plus faibles sont observés durant la saison estivale quel que soit le site, avec un pourcentage de  $27,48 \pm 0,00 \%$  à El Kala,  $28,04 \pm 0,00 \%$  à El Tarf,  $28,91 \pm 0,00 \%$  à Bouteldja et  $29,18 \pm 0,00 \%$  à El Hadjar. Selon la désignation des sols par gamme de pourcentage de porosité déterminée par l’échelle de *Katchinski in Kaouritchev (1983)*, tous les sols des sites d’étude ont une faible porosité ( $25 < \text{Porosité} < 40 \%$ ) (**Tableau 13**).

L’analyse statistique appliquée sur les moyennes de la porosité pour une comparaison entre les sites, révèle une différence significative ( $p < 0,05$ ) entre les quatre sites, avec une faible porosité enregistrée au niveau du site d’El Kala. Concernant la comparaison des moyennes de la porosité entre les saisons au sein d’un même site, nos valeurs montrent une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre l’hiver et l’été avec notamment une porosité plus élevée en hiver et en automne comparativement au printemps et à l’été (**Tableau 13**).





**Tableau 13 :** Variation saisonnière de la porosité totale (%) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	31,27 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	35,34 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	34,31 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>A</b>	33,69 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>A</b>
Printemps	29,92 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>AB</b>	30,12 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>AB</b>	31,37 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>AB</b>	31,57 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>AB</b>
Eté	27,48 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	28,04 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>B</b>	28,91 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>B</b>	29,18 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>B</b>
Automne	30,90 $\pm$ 0,00 <b>a</b> <b>AB</b>	33,29 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>AB</b>	33,76 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>AB</b>	32,07 $\pm$ 0,00 <b>ab</b> <b>AB</b>

#### f) Carbone organique

À propos, de la variation saisonnière du taux de carbone organique (%) mesuré dans les sols échantillonnés au niveau des sites d'étude, nos résultats montrent des valeurs maximales durant la saison hivernale pour les sites d'El Kala, Bouteldja et El Hadjar avec respectivement  $3,08 \pm 0,00$  ;  $2,93 \pm 0,00$  et  $1,67 \pm 0,00$  %. Le taux maximal au niveau du site d'El Tarf est enregistré durant la saison automnale avec une valeur de  $2,86 \pm 0,00$  %. Concernant les taux les plus faibles, ils sont enregistrés durant la saison estivale pour tous les sites d'étude avec  $2,89 \pm 0,00$  % à El Kala,  $2,32 \pm 0,00$  % à El Tarf,  $2,42 \pm 0,00$  % à Bouteldja et  $1,16 \pm 0,00$  % à El Hadjar (**Tableau 14**).

On ce qui concerne l'effet site, la comparaison des moyennes des taux de carbone organique par Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle des différences hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre tous les sites durant l'hiver, le printemps et l'été avec des taux plus élevés à El Kala comparativement aux trois autres sites durant toute la période d'étude. Cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les sites d'El Tarf et Bouteldja durant l'automne. De plus, la comparaison entre les saisons montre une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre l'hiver, le printemps et l'été de l'année 2016 au sein des sites d'El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar, avec des sols plus riches en carbone organique durant l'hiver et l'automne par rapport aux deux autres saisons (printemps, été). Cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre l'hiver et l'automne au niveau des quatre sites (**Tableau 14**).





**Tableau 14 :** Variation saisonnière du carbone organique (%) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	3,08 ± 0,00 <b>a</b> A	2,85 ± 0,00 <b>b</b> A	2,93 ± 0,00 <b>c</b> A	1,67 ± 0,00 <b>d</b> A
Printemps	2,98 ± 0,00 <b>a</b> B	2,45 ± 0,00 <b>b</b> B	2,55 ± 0,00 <b>c</b> B	1,32 ± 0,00 <b>d</b> B
Eté	2,89 ± 0,00 <b>a</b> C	2,32 ± 0,00 <b>b</b> C	2,42 ± 0,00 <b>c</b> C	1,16 ± 0,00 <b>d</b> C
Automne	3,01 ± 0,00 <b>a</b> AB	2,86 ± 0,00 <b>b</b> A	2,91 ± 0,00 <b>b</b> A	1,63 ± 0,00 <b>c</b> A

### g) Matière organique

Le suivi saisonnier du taux de matière organique (%) mesurée au niveau des sols de nos quatre sites, montre une valeur maximale durant la saison hivernale au niveau du site d'El Kala suivi par le site de Bouteldja avec des moyennes respectives de  $5,27 \pm 0,00$  et  $5,04 \pm 0,00$  %. Tandis que, les valeurs minimales sont enregistrées durant la saison estivale au niveau du site d'El Hadjar avec  $2,00 \pm 0,00$  % et du site d'El Tarf avec  $3,86 \pm 0,00$  %. Selon l'échelle de Solter (1981), le sol d'El Kala est considéré comme un sol avec une teneur très élevée en matière organique ( $> 5$  %), ainsi que les sols d'El Tarf et Bouteldja considérés comme des sites riches en matière organique avec une quantité élevée comprise entre 4,5 et 5 %. Par contre, le site d'El Hadjar contient une teneur considérée comme moyenne à faible selon les saisons (2,5 - 3,5 %; 1,5 - 2,5 %) (Tableau 15).

La comparaison des moyennes des taux de matière organique entre les quatre sites par Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle des teneurs significativement ( $p < 0,001$ ) plus élevées à El Kala et plus faibles à El Hadjar comparativement aux deux autres sites (El Tarf, Bouteldja). De plus, la comparaison des moyennes saisonnières au sein d'un même site, montre des teneurs significativement ( $p < 0,001$ ) plus élevées durant les saisons hivernale et automnale comparativement aux deux autres saisons printanière et estivale (Tableau 15).







**Tableau 15 :** Variation saisonnière de la matière organique (%) mesurée au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	5,27 ± 0,00 <b>a</b> A	4,90 ± 0,00 <b>b</b> A	5,04 ± 0,00 <b>b</b> A	2,88 ± 0,00 <b>c</b> A
Printemps	5,11 ± 0,00 <b>a</b> AB	4,18 ± 0,00 <b>b</b> B	4,37 ± 0,00 <b>c</b> B	2,27 ± 0,00 <b>d</b> B
Été	4,97 ± 0,00 <b>a</b> B	3,86 ± 0,20 <b>b</b> C	4,16 ± 0,00 <b>c</b> C	2,00 ± 0,00 <b>d</b> C
Automne	5,17 ± 0,00 <b>a</b> A	4,88 ± 0,00 <b>b</b> A	5,00 ± 0,00 <b>ab</b> A	2,80 ± 0,00 <b>c</b> A

#### h) Calcaire total

Les variations des teneurs en calcaire total exprimées en pourcentage (%) montrent une valeur maximale au niveau du site d'El Kala durant l'hiver avec un taux de  $21,50 \pm 0,00$  % suivie par le site d'El Tarf durant l'été avec un pourcentage de  $20,35 \pm 0,00$ . Les teneurs les plus faibles sont enregistrées au niveau du site de Bouteldja durant l'automne avec un pourcentage de  $19,21 \pm 0,00$  et durant le printemps au site d'El Hadjar avec un pourcentage de  $19,44 \pm 0,00$ . La classification des sols selon leur teneur en calcaire total, indique que les sols échantillonnés au niveau des quatre sites sont des sols modérément calcaires ( $12,5 < CaCO_3T \leq 25$  %) (USSSL, 1954) (Tableau 16).

Les tests statistiques de Kruskal-Wallis et Dunn's, appliqués sur les teneurs saisonnières en calcaire total pour une comparaison entre les sites, montrent des teneurs significativement ( $p < 0,05$ ) plus faibles à El Hadjar durant l'hiver et le printemps ; et à Bouteldja durant l'été et l'automne comparativement aux autres sites. La comparaison des moyennes entre les saisons au sein d'un même site révèle, des fluctuations entre les saisons selon les sites avec généralement des teneurs significativement ( $p < 0,05$ ) plus élevées en hiver et en été par rapport aux deux autres saisons (Tableau 16).





**Tableau 16 :** Variation saisonnière du calcaire total (%) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	21,50 ± 0,00 <b>a</b> A	20,16 ± 0,00 <b>b</b> A	20,07 ± 0,00 <b>b</b> A	19,70 ± 0,00 <b>c</b> A
Printemps	19,71 ± 0,00 <b>a</b> B	19,92 ± 0,00 <b>a</b> B	19,76 ± 0,00 <b>a</b> B	19,44 ± 0,00 <b>b</b> B
Été	20,20 ± 0,00 <b>ab</b> C	20,35 ± 0,00 <b>a</b> A	20,10 ± 0,00 <b>b</b> A	20,40 ± 0,00 <b>a</b> C
Automne	20,05 ± 0,00 <b>a</b> C	19,51 ± 0,00 <b>b</b> C	19,21 ± 0,00 <b>c</b> C	19,72 ± 0,00 <b>b</b> A

### i) Calcaire actif

On ce qui concerne la détermination de la variation saisonnière des taux de calcaire actif (%), nos résultats montrent que les teneurs maximales sont enregistrées pendant la saison hivernale pour les sites d'El Kala et El Tarf avec respectivement  $3,11 \pm 0,00$  et  $2,55 \pm 0,00$  % ; et pendant la saison estivale pour les sites de Bouteldja et El Hadjar avec des pourcentages respectifs de  $2,59 \pm 0,00$  et  $2,41 \pm 0,00$  %. Les teneurs minimales sont enregistrées durant la saison automnale au niveau des sites d'El Kala avec un taux de  $2,00 \pm 0,00$  % ; El Tarf avec un taux de  $2,04 \pm 0,00$  % ; Bouteldja avec un taux de  $2,18 \pm 0,00$  %, et durant la saison hivernale à El Hadjar avec un taux de  $1,88 \pm 0,00$  % (**Tableau 17**).

A propos de l'effet site, la comparaison des moyennes des taux de calcaire actif entre les quatre sites révèle généralement des taux significativement plus faibles ( $p < 0,001$ ) au niveau du site d'El Hadjar comparativement aux trois autres sites durant les saisons de l'hiver, le printemps et l'été. Alors qu'aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les quatre sites durant l'automne. La comparaison des moyennes entre les saisons au sein d'un même site montre des teneurs significativement ( $p < 0,01$ ) plus élevées en hiver à El Kala et El Tarf ; et durant l'été à Bouteldja et El Hadjar comparativement aux autres saisons (**Tableau 17**).





**Tableau 17 :** Variation saisonnière du calcaire actif (%) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	3,11 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	2,55 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	2,53 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	1,88 ± 0,00 <b>c</b> <b>A</b>
Printemps	2,68 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	2,14 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	2,23 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	2,34 ± 0,50 <b>b</b> <b>B</b>
Eté	2,81 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	2,51 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	2,59 ± 0,00 <b>ab</b> <b>A</b>	2,41 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>
Automne	2,00 ± 0,00 <b>a</b> <b>C</b>	2,04 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	2,18 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	1,94 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>

#### j) Phosphore assimilable

Les teneurs saisonnières du phosphore assimilable (mg/g) déterminées au niveau des sols de nos quatre sites d'étude sont regroupées dans le **tableau 18**. Nos résultats révèlent des moyennes maximales pendant l'hiver pour le site d'El Kala avec une valeur de  $1,34 \pm 0,00$  mg/g et durant l'été pour les sites d'El Tarf, Bouteldja et El Hadjar avec des moyennes respectives de  $2,85 \pm 0,00$  ;  $2,68 \pm 0,00$  et  $3,62 \pm 0,00$  mg/g. Les moyennes les plus basses sont enregistrées durant la saison automnale pour le site d'El Kala avec une moyenne de  $1,12 \pm 0,00$  mg/g, et durant la saison printanière pour le site d'El Tarf avec une moyenne de  $2,41 \pm 0,26$  mg/g. Alors que, pour les sites de Bouteldja et El Hadjar, les valeurs minimales sont enregistrées durant la saison hivernale avec respectivement  $2,25 \pm 0,00$  et  $3,21 \pm 0,00$  mg/g.

La comparaison des moyennes de la variation saisonnière du phosphore entre les quatre sites par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle un sol significativement ( $p < 0,001$ ) plus riche en phosphore au niveau du site d'El Hadjar par rapport aux trois autres sites et ce durant toute la période d'étude. Cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée entre El Tarf et Bouteldja durant le printemps, l'été et l'automne de l'année 2016. Concernant l'effet temps (saison) la comparaison des moyennes saisonnières au sein d'un même site montre des teneurs significativement ( $p < 0,01$ ) plus importantes durant l'été par rapport aux autres saisons (**Tableau 18**).





**Tableau 18 :** Variation saisonnière du phosphore (mg/g) mesuré au niveau du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n= 3$ ).

Sites Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	1,34 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	2,66 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	2,25 ± 0,00 <b>c</b> <b>A</b>	3,21 ± 0,00 <b>d</b> <b>A</b>
Printemps	1,22 ± 0,00 <b>a</b> <b>AB</b>	2,41 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	2,36 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	3,22 ± 0,00 <b>c</b> <b>A</b>
Été	1,31 ± 0,00 <b>a</b> <b>AB</b>	2,85 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	2,68 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	3,62 ± 0,00 <b>c</b> <b>B</b>
Automne	1,12 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	2,43 ± 0,00 <b>b</b> <b>B</b>	2,44 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	3,37 ± 0,00 <b>c</b> <b>A</b>

### 3.2. Inventaire et biodiversité des Gastéropodes Pulmonés terrestres

Les résultats de l'inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres au niveau des quatre sites d'étude El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016, sont représentés dans le tableau 19 et les figures 20 et 21.

L'inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres révèle la présence respectivement de 12 espèces à El Kala, 11 à El Tarf, 10 à Bouteldja et 9 à El Hadjar réparties en 5 super-familles, 6 familles, 7 sous-familles, ainsi que 12 genres et espèces (**Tableau 19**). Les résultats des super-familles inventoriées au niveau des quatre sites durant les quatre saisons de l'année 2016 démontrent que la super-famille des Helicoidea représente le pourcentage le plus élevé avec 58 %, suivie par les Parmacelloidea avec un pourcentage de 17 %, alors que, le plus faible pourcentage est enregistré chez les Achatinoidea, Oleacinoidea et Pupilloidea avec 8 % (**Fig. 20 A**). Les familles récoltées au niveau de nos sites d'étude révèlent un pourcentage maximal chez la famille des Helicidae avec 42 %, suivie par les familles Geomitridae et Milacidae avec un pourcentage de 17 %. Cependant, les familles Enidae, Achatinidae et Spiraxidae présentent le plus faible pourcentage avec 8 % (**Fig. 20 B**). Concernant la répartition des sous-familles, les résultats montrent une dominance des Helicinae avec un taux de 42 %, suivie de la sous-famille des Milacinae avec 17 %, alors que, les Geomitrinae, Helicellinae, Eninae, Rumininae et Euglandininae présentent le taux le plus faible avec 8 % (**Fig. 20 C**).



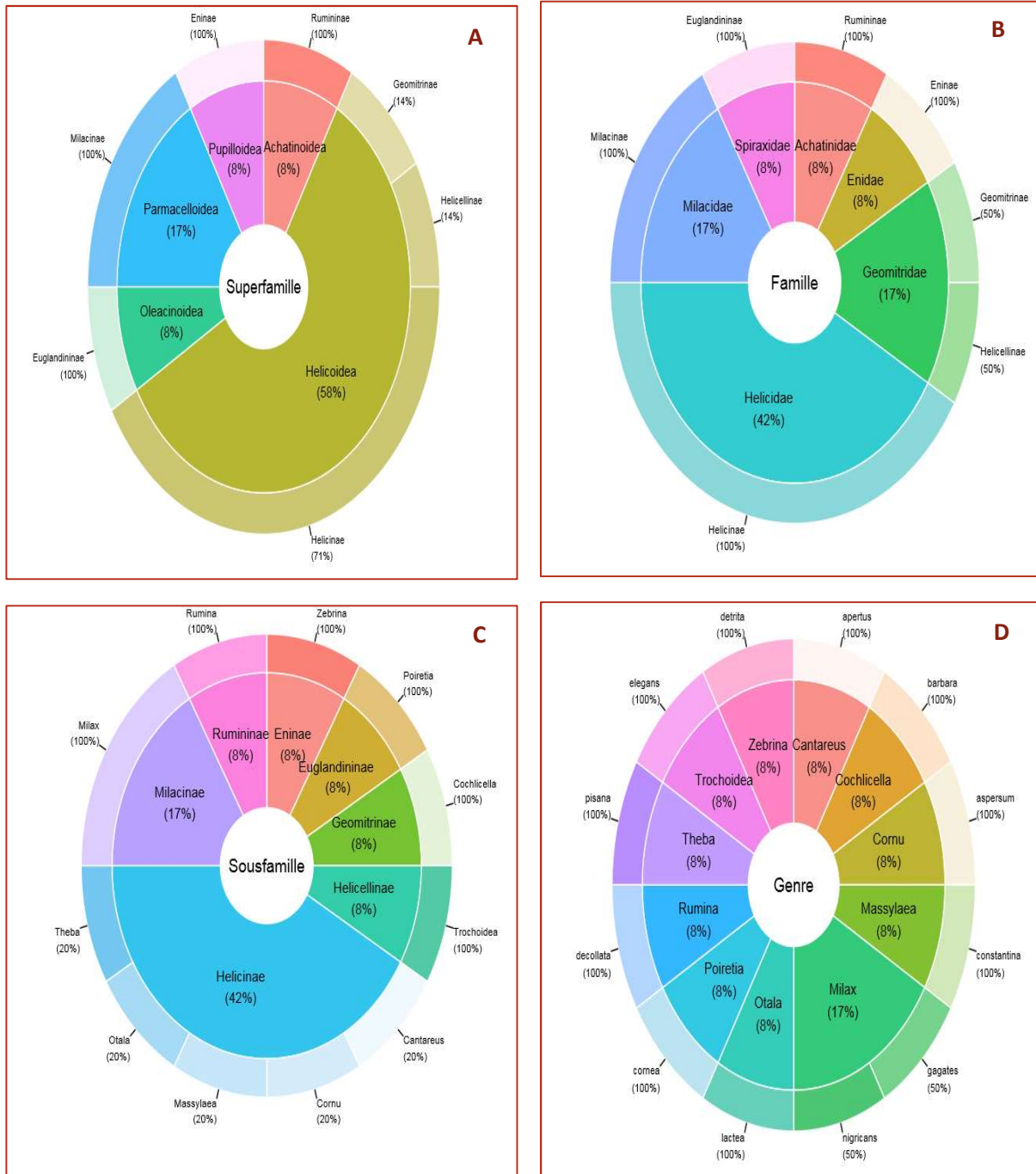


De plus, les résultats de l'inventaire révèlent la présence de 12 genres et espèces, le genre *Milax* enregistre le taux le plus élevé avec 17 %, représenté par 2 espèces *gagates* (Draparnaud, 1801) et *nigricans* (Philippi, 1836). Tandis que, les 11 genres restant enregistrent un taux de 8%. Le genre *Cornu* qui est représenté par l'espèce *aspersum* (Müller, 1774) et le genre *Cantareus* par l'espèce *apertus* (Born, 1778). Les genres *Massylaea*, *Otala* et *Theba*, qui sont représentés respectivement par les espèces, *constantina* (Forbes, 1838), *lactea* (Müller, 1774) et *pisana* (Müller, 1774). Le genre *Cochlicella* qui englobe une seule espèce *barbara* (Linnaeus, 1758) et le genre *Trochoidea* regroupant l'espèce *elegans* (Gmelin, 1791). Ainsi que, le genre *Zebrina* avec l'espèce *detrita* (Müller, 1774) et les genres *Rumina* et *Poiretia* qui englobent respectivement les espèces *decollata* (Linnaeus, 1758) et *cornea* (Brumati, 1838) (Fig. 20 D, 21).

**Tableau 19 :** Inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres collectés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).

Super-Famille	Famille	Sous-Famille	Genre	Espèce
Helicoidea	Helicidae	Helicinae	<i>Cornu</i>	<i>aspersum</i> (Müller, 1774)
			<i>Cantareus</i>	<i>apertus</i> (Born, 1778)
			<i>Massylaea</i>	<i>constantina</i> (Forbes, 1838)
			<i>Otala</i>	<i>lactea</i> (Müller, 1774)
			<i>Theba</i>	<i>pisana</i> (Müller, 1774)
	Geomitridae	Geomitrinae	<i>Cochlicella</i>	<i>barbara</i> (Linnaeus, 1758)
		Helicellinae	<i>Trochoidea</i>	<i>elegans</i> (Gmelin, 1791)
Pupilloidea	Enidae	Eninae	<i>Zebrina</i>	<i>detrita</i> (Müller, 1774)
Achatinoidea	Achatinidae	Rumininae	<i>Rumina</i>	<i>decollata</i> (Linnaeus, 1758)
Oleacinoidea	Spiraxidae	Euglandininae	<i>Poiretia</i>	<i>cornea</i> (Brumati, 1838)
Parmacelloidea	Milacidae	Milacinae	<i>Milax</i>	<i>gagates</i> (Draparnaud, 1801)
				<i>nigricans</i> (Philippi, 1836)





**Figure 20.** Répartition (%) par super-famille (A), famille (B), sous-famille (C) et genre (D) des Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).







*Cornu aspersum*  
(Müller, 1774)



*Cantareus apertus*  
(Born, 1778)



*Massylaea constantina*  
(Forbes, 1838)



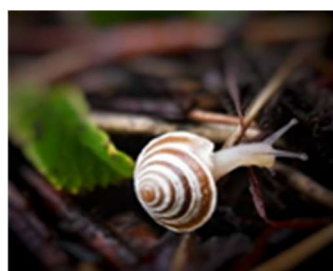
*Otala lactea*  
(Müller, 1774)



*Theba pisana*  
(Müller, 1774)



*Cochlicella barbara*  
(Linnaeus, 1758)



*Trochoidea elegans*  
(Gmelin, 1791)



*Zebrina detrita*  
(Müller, 1774)



*Rumina decollata*  
(Linnaeus, 1758)



*Poiretia cornea*  
(Brumati, 1838)



*Milax gagates*  
(Draparnaud, 1801)



*Milax nigricans*  
(Philippi, 1836)

**Figure 21.** Espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534) (photos personnelles).



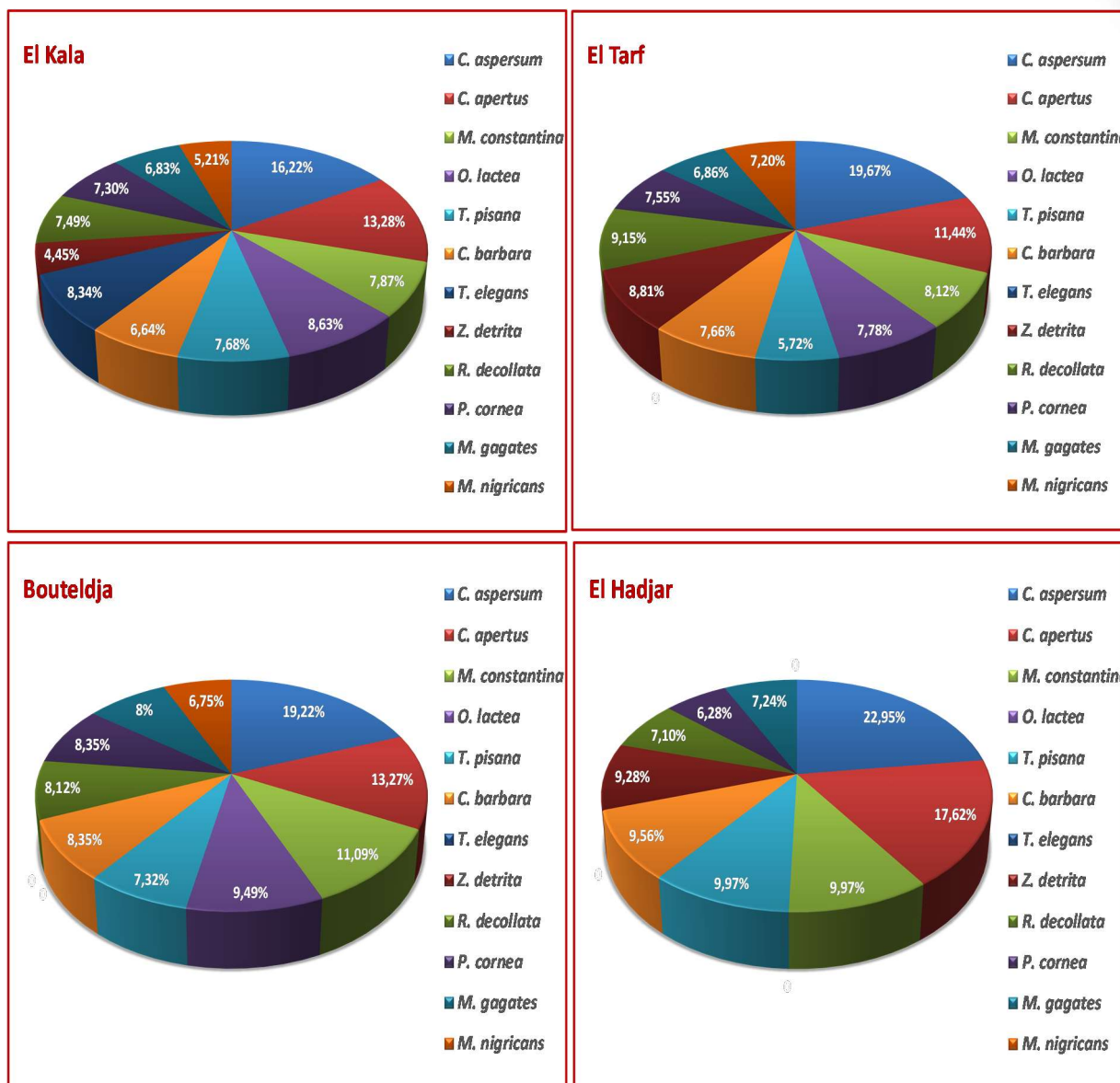


### 3.3. Structure et distribution des Gastéropodes Pulmonés terrestres

Pendant la période d'étude qui s'étale du mois de janvier au mois de décembre de l'année 2016, nous avons recensé au total 3534 individus de Gastéropodes Pulmonés terrestres répartis en 1054 individus à El Kala, 874 à El Tarf, et le même nombre de 874 à Bouteldja, et 732 individus à El Hadjar. L'espèce prédominante dans tous les sites est l'espèce *C. aspersum* avec des pourcentages variant entre 16,22 % à El Kala ; 19,67 % à El Tarf ; 19,22 % à Bouteldja et 22,95 % à El Hadjar, suivie par l'espèce *C. apertus* avec des pourcentages importants de l'ordre de 13,28 % à El Kala et 17,62 % à El Hadjar. Au niveau du site d'El Kala, c'est l'espèce *Z. detrita* qui présente le taux le plus faible avec un pourcentage de 4,45 %. Le site d'El Tarf quant à lui montre un taux minimum de 5,72 % pour l'espèce *T. pisana*. Pour le site de Bouteldja, le pourcentage le plus faible est enregistré pour l'espèce *M. nigricans* avec un taux égal à 6,75 %. Enfin, pour le site d'El Hadjar, c'est l'espèce *P. cornea* qui présente le taux le plus faible avec un pourcentage de 6,28 % (Fig. 22).

De plus, nous avons rapporté précédemment dans nos résultats une différence entre le nombre d'espèces inventoriées par site qui est de 12 espèces à El Kala, 11 à El Tarf, 10 à Bouteldja et 9 à El Hadjar. Cette différence est due à la disparition de certaines espèces dans les sites d'El Tarf, Bouteldja et El Hadjar comparativement au site d'El Kala. En effet, on note l'absence de l'espèce *T. elegans* au niveau du site d'El Tarf. Par contre, au niveau du site de Bouteldja on constate la disparition de deux espèces *T. elegans* et *Z. detrita*. Alors que, pour le site d'El Hadjar se sont les espèces *T. elegans*, *O. lactea* et *M. nigricans* qui sont absentes (Fig. 22).





**Figure 22.** Distribution (%) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).

### 3.4. Indices écologiques

Une fois les espèces de Gastéropodes identifiées et classées par super-famille, famille, sous-famille, genre et espèce nous avons calculé les indices écologiques de composition qui sont la richesse spécifique (ou totale) (S), l'abondance (A), la fréquence d'occurrence (C) et la fréquence centésimale (F); ainsi que les indices de structure qui sont l'indice de Shannon (H'), l'indice de Simpson (D) et l'indice d'équitabilité de Piélu (J').





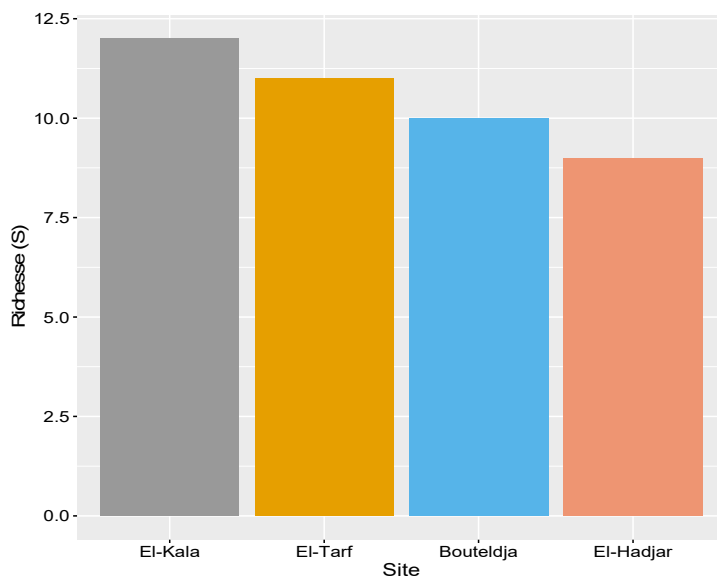
### 3.4.1. Indices de composition

Les résultats de la richesse totale (S) et l'abondance (A) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau des quatre sites d'étude El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016, montrent que la région de l'Est Algérien est riche en espèces. En effet, le site d'El Kala est le site le plus riche avec 12 espèces, suivi par les sites d'El Tarf et Bouteldja avec 11 et 10 espèces respectivement. Alors que, le site d'El Hadjar enregistre la présence de 9 espèces (Fig. 23). Parmi ces espèces, c'est l'escargot *C. aspersum* qui enregistre la plus forte abondance dans tous les sites d'étude suivi par *C. apertus*. Les espèces les moins abondantes varient selon les sites, en effet, à El Kala c'est l'espèce *Z. detrita* qui est la moins abondante alors qu'à El Tarf c'est plutôt l'espèce *T. pisana*. Au niveau des sites de Bouteldja et El Hadjar se sont respectivement les espèces *M. nigricans* et *P. cornea* qui présentent les abondances les plus faibles (Fig. 24).

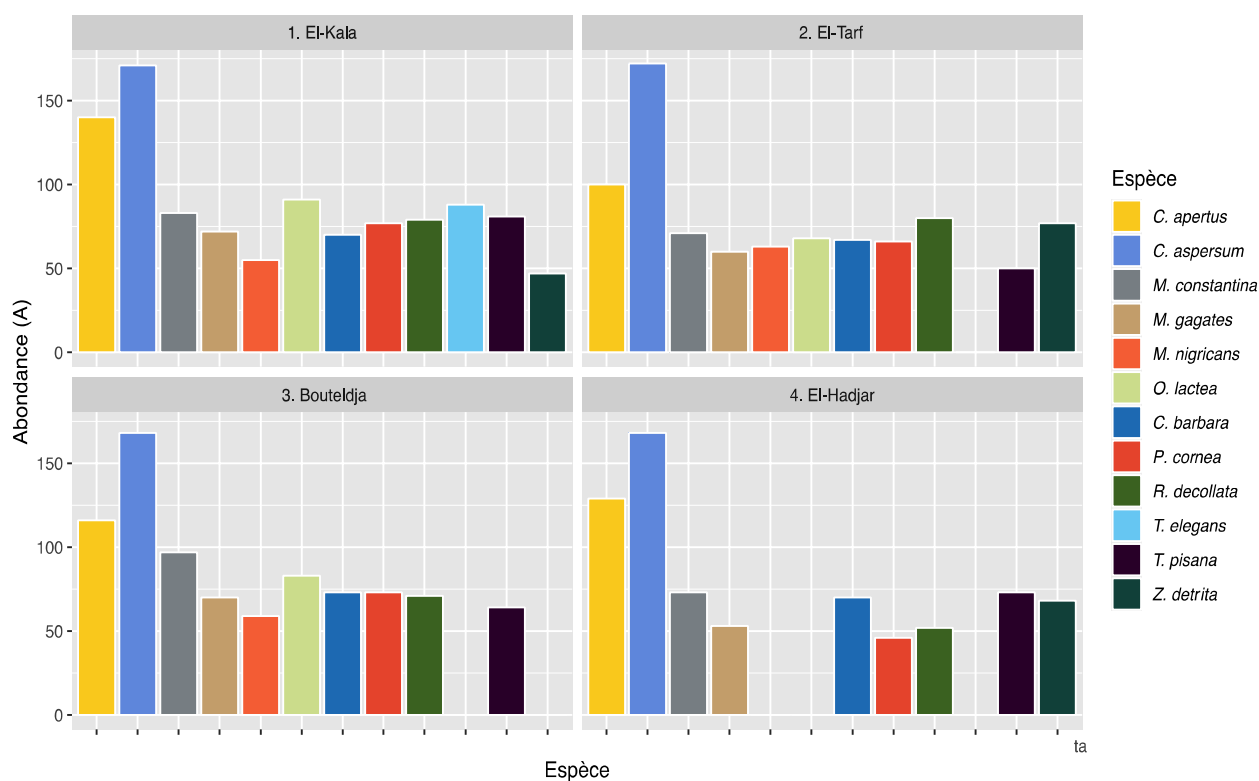
Concernant les résultats de la fréquence d'occurrence (C %) des espèces inventoriées au niveau des quatre sites, révèlent que l'espèce *C. aspersum* est omniprésente (C= 100 %) dans tous les sites d'étude, alors que, l'espèce *C. apertus* est omniprésente (C= 100%) au niveau des sites d'El Kala et El Hadjar et constante au niveau d'El Tarf et Bouteldja ( $75 \% \leq C < 100 \%$ ). Le reste des espèces sont classées généralement comme des espèces constantes au niveau des quatre sites d'étude ( $75 \% \leq C < 100 \%$ ). Cependant, quelques espèces sont considérées comme régulières ( $50 \% \leq C < 75 \%$ ) dans certains sites, telles que *Z. detrita* et *M. nigricans* (66,66 %) à El Kala ; *M. gagates* (66,66 %) et *M. nigricans* (58,33 %) à El Tarf ; et *R. decollata* (66,66 %) à El Hadjar (Fig. 25).

A propos des résultats de la fréquence centésimale (F %) calculée à partir du nombre d'espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres recensées, révèlent que toutes les espèces sont considérées comme des espèces très rares au niveau de nos sites d'étude durant l'année 2016 ( $\leq 25 \%$  de relevés). Le pourcentage maximal de présence dans les différents relevés effectués est représenté par l'espèce *C. aspersum*, avec un taux de 16,22 % à El Kala, 19,69 % à El Tarf, 19,22 % à Bouteldja et 22,95 % à El Hadjar. Suivie par l'espèce *C. apertus* avec des taux importants qui varient entre 11 et 17 % selon les sites. Alors que, le pourcentage le plus faible est enregistré pour l'espèce *Z. detrita* à El Kala avec un taux de 4,45 % ; l'espèce *T. pisana* à El Tarf avec 5,72 % ; l'espèce *M. nigricans* à Bouteldja avec un pourcentage de 6,75 % et pour le site d'El Hadjar, c'est l'espèce *P. cornea* qui présente le plus faible pourcentage avec 6,28 % (Fig. 26).





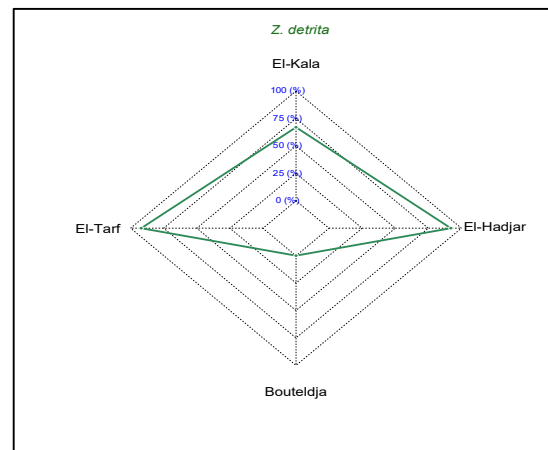
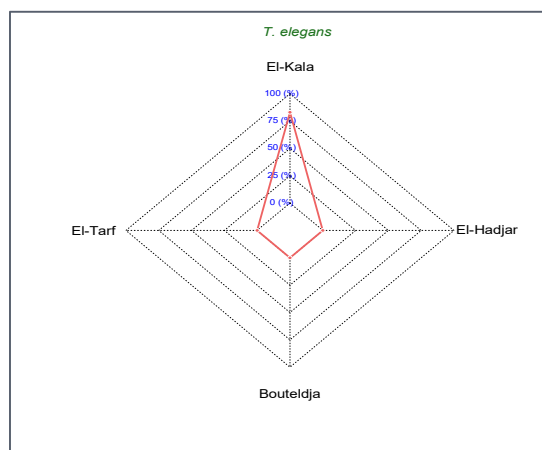
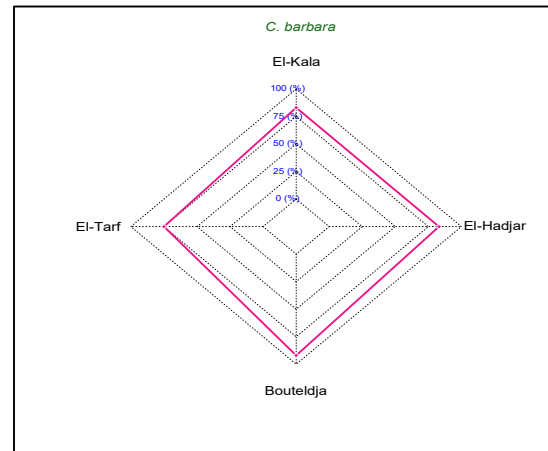
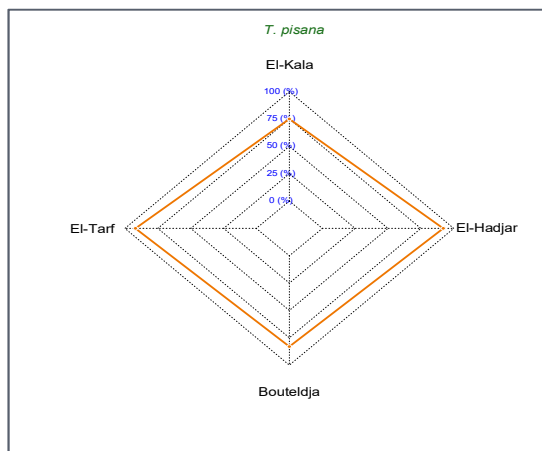
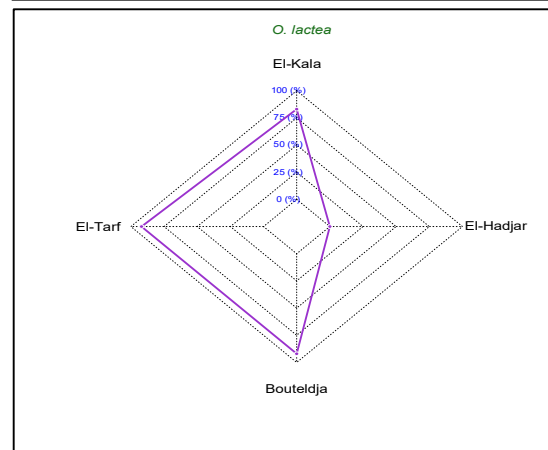
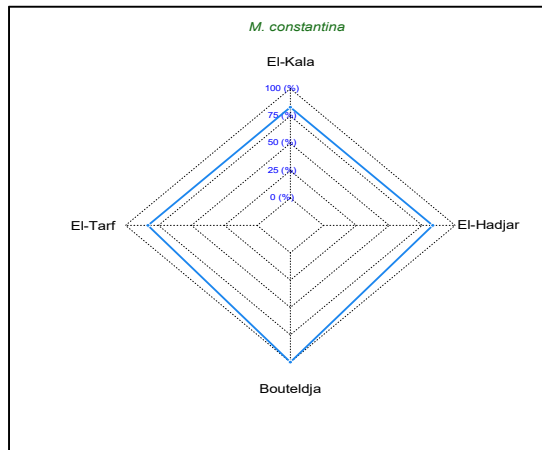
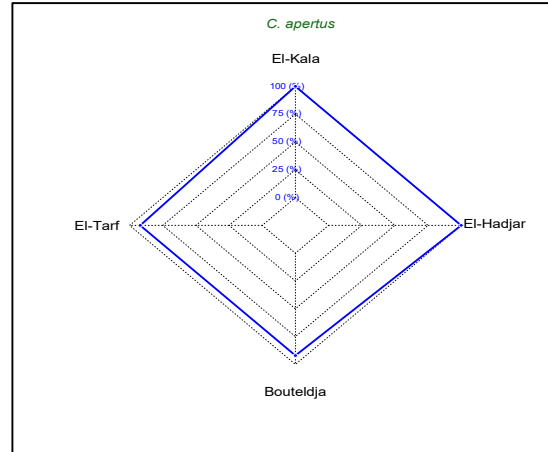
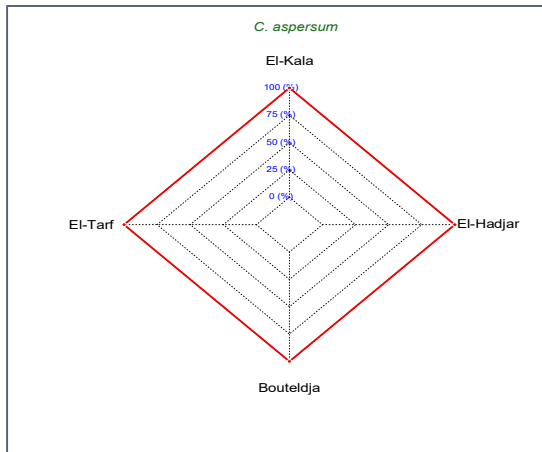
**Figure 23.** Richesse spécifique (S) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).



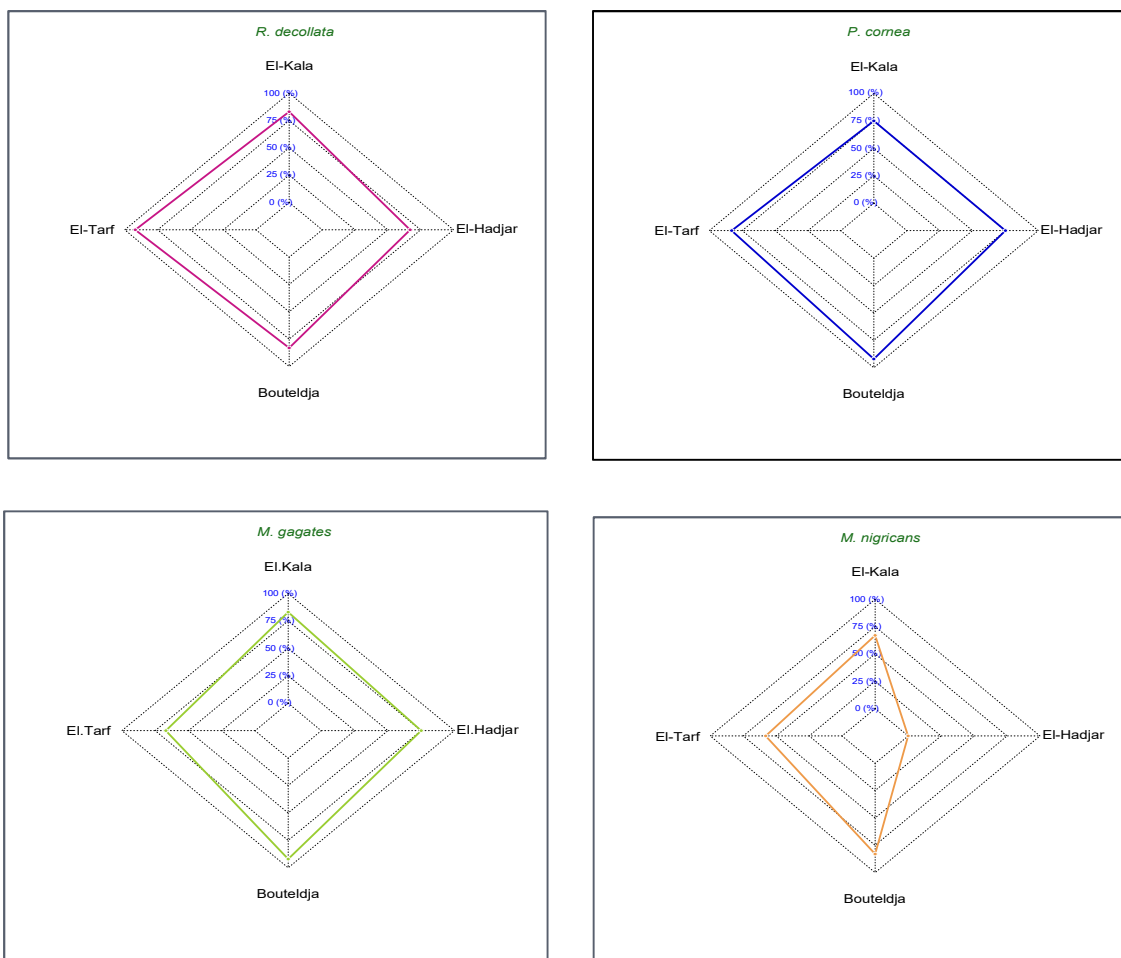
**Figure 24.** Abondance (A) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).





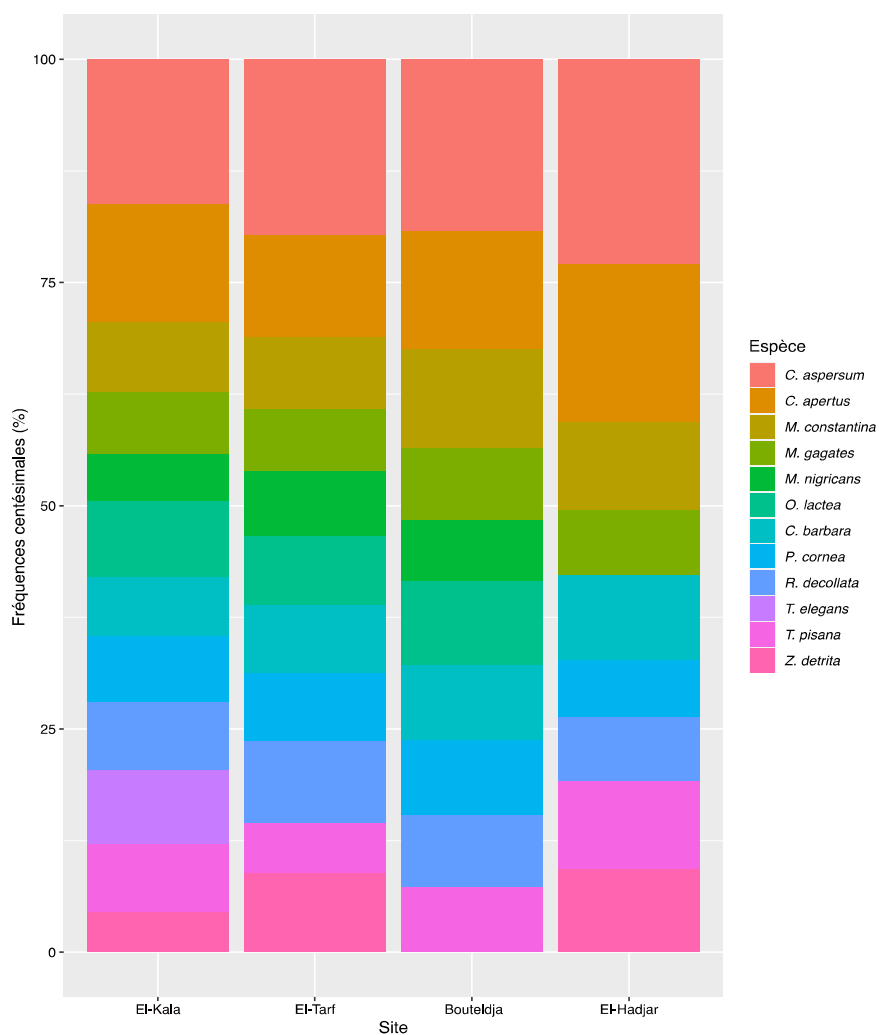






**Figure 25.** Fréquence d'occurrence (%) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).





**Figure 26.** Fréquence centésimale (%) des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).





### 3.4.2. Indices de structure

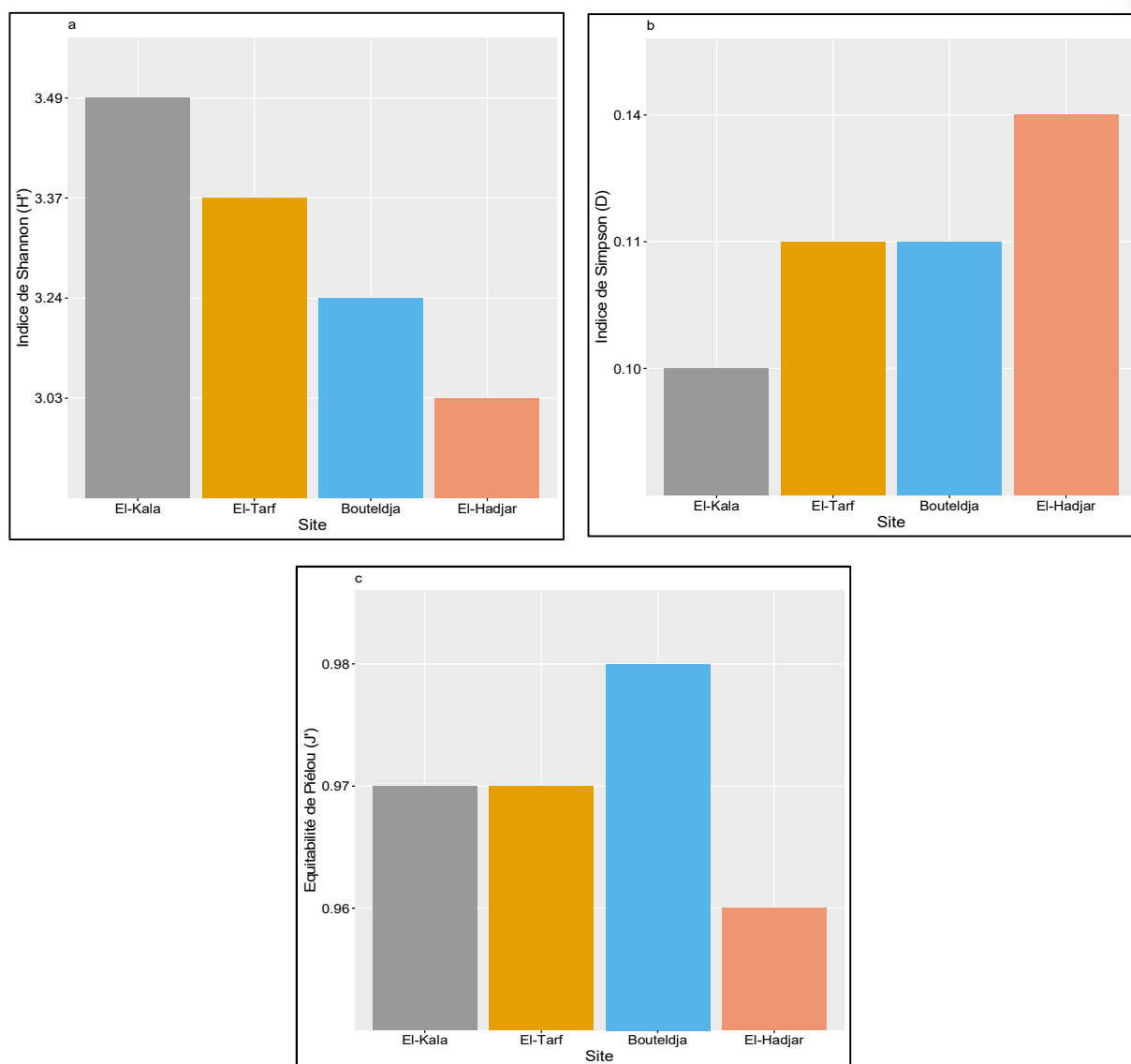
La détermination de la diversité de Shannon ( $H'$ ) du peuplement des Gastéropodes Pulmonés terrestres au niveau des quatre sites d'étude durant l'année 2016, révèle une diversité maximale au niveau du site d'El Kala avec une valeur de 3,49 Bit, suivie par les sites d'El Tarf et Bouteldja avec des valeurs respectives de 3,37 et 3,24 Bit. La diversité la plus faible est enregistrée au niveau du site d'El Hadjar avec une valeur de 3,03 Bit. En effet, l'indice de Simpson ( $D$ ) calculé au niveau des quatre sites montre une diversité plus importante au niveau du site d'El Kala avec une valeur minimale de 0,10 qui tend plus vers le zéro (0) comparativement aux trois autres sites qui affichent un indice de Simpson de 0,11 à El Tarf et Bouteldja ; et 0,14 à El Hadjar (**Tableau 20, Fig. 27**).

Concernant l'indice d'équitabilité de Piélou ou équirépartition ( $J$ ), les résultats révèlent des indices qui tendent vers "1" enregistrés au niveau des quatre sites avec une valeur plus élevée à Bouteldja avec 0,98 et plus faible à El Hadjar avec 0,96; alors que les sites d'El Kala et El Tarf présentent un indice de 0,97. Cela dénote d'une équirépartition des espèces et un équilibre des populations des Gastéropodes Pulmonés terrestres recensés au niveau des quatre sites d'étude (**Tableau 20, Fig. 27**).

**Tableau 20 :** Indices de structure des Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).

Sites	Shannon (Bit)	Simpson	Equitabilité de Piélou
El Kala	3,49	0,10	0,97
El Tarf	3,37	0,11	0,97
Bouteldja	3,24	0,11	0,98
El Hadjar	3,03	0,14	0,96





**Figure 27.** Indices de structure des Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (n= 3534).

### 3.5. Croissance de *Cornu aspersum*

Au terme de notre étude écologique, nos résultats ont montré que l'espèce la plus représentative et la plus abondante dans les quatre sites d'étude (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar) durant l'année 2016, est l'escargot *C. aspersum*. De ce fait, nous avons réalisé une étude comparative de la croissance chez les adultes et les juvéniles de cette espèce à travers la détermination des paramètres biométriques de la coquille (hauteur, diamètre) et du poids total des individus.





### 3.5.1. Croissance des adultes de *Cornu aspersum*

Les variations des paramètres biométriques (hauteur, diamètre) et du poids total mesurés chez les adultes de *C. aspersum*, montrent que le poids le plus élevé est observé chez les individus du site d'El Kala durant la saison hivernale avec une moyenne de  $18,69 \pm 0,43$  g, par contre le poids le plus faible est enregistré chez les individus d'El Hadjar durant la même saison avec une moyenne de  $7,62 \pm 0,32$  g. La mesure de la hauteur chez les adultes de *C. aspersum* montre une valeur maximale chez les individus d'El Kala avec une moyenne de  $4,31 \pm 0,22$  cm enregistrée durant la saison estivale, et une valeur minimale observée durant la même saison au niveau du site d'El Hadjar avec une moyenne de  $2,32 \pm 0,11$  cm. Concernant les résultats des diamètres rapportés chez les individus collectés dans les quatre sites, les données révèlent un diamètre maximal chez les individus du site d'El Kala et un diamètre minimal chez les individus du site d'El Hadjar, enregistrés durant la saison estivale pour les deux sites avec des moyennes respectives de  $4,13 \pm 0,18$  et  $2,54 \pm 0,14$  cm (**Tableau 21**).

La comparaison des moyennes des poids mesurés chez les adultes de *C. aspersum* entre les quatre sites par Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle des poids significativement ( $p < 0,001$ ) plus faibles chez les adultes de *C. aspersum*, collectés au niveau du site d'El Hadjar comparativement aux trois autres sites durant la période d'étude. Par contre, aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les poids des individus d'El Tarf et Bouteldja. A propos de l'effet saison, la comparaison des moyennes des poids entre les saisons au sein d'un même site, montre des poids significativement ( $p < 0,001$ ) plus élevés durant les saisons hivernale et automnale comparativement aux deux autres saisons au niveau des sites d'El Kala, El Tarf et Bouteldja. Cependant, aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les saisons au sein du site d'El Hadjar (**Tableau 21**).

L'analyse statistique des moyennes de la hauteur mesurée chez les adultes de *C. aspersum* des quatre sites indique des hauteurs de coquilles significativement ( $p < 0,001$ ) plus élevées chez les individus d'El Kala et plus faibles chez les individus d'El Hadjar comparativement à ceux des deux autres sites. La comparaison des moyennes de la hauteur entre les quatre saisons au sein d'un même site révèle une différence très significative ( $p < 0,01$ ) entre l'hiver et l'automne à El Kala et El Tarf ; et l'hiver et le reste des saisons à Bouteldja. Cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée à El Hadjar entre toutes les saisons (**Tableau 21**).





On ce qui concerne la comparaison des moyennes des diamètres mesurés chez les adultes de *C. aspersum*, nos résultats montrent des diamètres de coquilles significativement plus élevés ( $p < 0,001$ ) chez les individus d'El Kala comparativement à ceux d'El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les saisons hivernale et estivale de l'année 2016, et à ceux des individus d'El Tarf et d'El Hadjar durant la saison automnale. Cependant, aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les quatre sites durant la saison printanière. Concernant l'effet temps (saison) la comparaison des moyennes du diamètre entre les quatre saisons au sein d'un même site révèle une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre le printemps et l'été au niveau du site d'El Kala, El Tarf et Bouteldja. Cependant, aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les saisons au sein du site d'El Hadjar (**Tableau 21**).

**Tableau 21** : Variation saisonnière des paramètres biométriques (hauteur et diamètre) et du poids total mesurés chez les adultes de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n = 10$ ).

Paramètres biométriques	Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Poids (g)	Hiver	18,69 ± 0,43 <b>a</b> A	11,97 ± 0,63 <b>b</b> A	10,57 ± 0,14 <b>b</b> A	7,62 ± 0,32 <b>c</b> A
	Printemps	11,59 ± 0,17 <b>a</b> B	9,93 ± 0,13 <b>b</b> B	9,66 ± 0,11 <b>b</b> B	7,64 ± 0,25 <b>c</b> A
	Eté	12,58 ± 0,34 <b>a</b> BC	9,06 ± 0,14 <b>b</b> C	9,18 ± 0,29 <b>b</b> B	8,56 ± 0,38 <b>b</b> A
	Automne	14,83 ± 0,78 <b>a</b> C	10,97 ± 0,17 <b>b</b> AB	10,37 ± 0,09 <b>b</b> A	8,30 ± 0,25 <b>c</b> A
Hauteur (cm)	Hiver	3,10 ± 0,21 <b>ab</b> A	2,50 ± 0,14 <b>a</b> A	3,14 ± 0,18 <b>b</b> A	2,42 ± 0,14 <b>a</b> A
	Printemps	3,62 ± 0,14 <b>a</b> AB	2,86 ± 0,19 <b>b</b> AB	3,07 ± 0,14 <b>ab</b> B	2,43 ± 0,12 <b>b</b> A
	Eté	4,31 ± 0,22 <b>a</b> B	2,42 ± 0,14 <b>b</b> A	3,11 ± 0,15 <b>a</b> B	2,32 ± 0,11 <b>b</b> A
	Automne	4,29 ± 0,16 <b>a</b> B	3,00 ± 0,11 <b>b</b> B	3,12 ± 0,25 <b>b</b> B	2,46 ± 0,16 <b>b</b> A
Diamètre (cm)	Hiver	3,97 ± 0,05 <b>a</b> AB	3,32 ± 0,09 <b>b</b> A	3,38 ± 0,09 <b>b</b> A	3,20 ± 0,20 <b>b</b> A
	Printemps	3,42 ± 0,17 <b>a</b> A	3,29 ± 0,10 <b>a</b> A	3,35 ± 0,13 <b>a</b> A	2,93 ± 0,25 <b>a</b> A
	Eté	4,13 ± 0,18 <b>a</b> B	2,75 ± 0,15 <b>b</b> B	2,84 ± 0,14 <b>b</b> B	2,54 ± 0,14 <b>b</b> A
	Automne	3,97 ± 0,23 <b>a</b> AB	3,14 ± 0,05 <b>b</b> AB	3,37 ± 0,14 <b>ab</b> A	2,73 ± 0,27 <b>b</b> A

- Les moyennes suivies d'une même lettre en minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites au sein de la même saison et du même paramètre.
- Les moyennes suivies d'une même lettre en majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les saisons au sein du même site et du même paramètre.







### 3.5.2 Croissance des juvéniles de *Cornu aspersum*

Concernant les résultats des poids chez les juvéniles collectés au niveau des quatre sites, les données révèlent un poids maximum enregistré chez les individus du site d'El Kala durant l'été avec une moyenne de  $5,16 \pm 0,31$  g, tandis que, le poids minimum est enregistré au niveau du site d'El Hadjar pendant la saison hivernale avec une moyenne de  $1,37 \pm 0,12$  g. La mesure de la hauteur montre que la valeur maximale est enregistrée chez les individus du site de Bouteldja pendant le printemps avec  $1,94 \pm 0,19$  cm, cependant, la hauteur la plus faible est enregistrée chez les individus collectés au niveau du site d'El Hadjar au cours de la saison hivernale avec une valeur de  $0,99 \pm 0,05$  cm. Les résultats des diamètres mesurés chez les individus collectés au niveau des quatre sites, révèlent un diamètre maximal enregistré au niveau du site d'El Kala pendant l'hiver, et un diamètre minimal observé au niveau du site d'El Tarf, également durant la saison hivernale avec des moyennes respectives de  $2,24 \pm 0,13$  et  $1,63 \pm 0,09$  cm (**Tableau 22**).

La comparaison des moyennes des poids mesurés chez les juvéniles de *C. aspersum*, entre les quatre sites par le test Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, montre des poids significativement ( $p < 0,001$ ) plus élevés chez les juvéniles d'El Kala comparativement à ceux des trois autres sites durant toute la période d'étude, alors qu'aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée entre les poids des juvéniles d'El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'été et l'automne. Concernant l'effet saison, nos résultats montrent des hauteurs significativement ( $p < 0,001$ ) plus élevées au printemps et en été comparativement aux deux autres sites (**Tableau 22**).

Les moyennes de la hauteur des juvéniles de *C. aspersum* comparées statistiquement entre les quatre sites d'étude révèlent que les individus du site d'El Hadjar, présentent les hauteurs les plus faibles ( $p < 0,001$ ) durant l'hiver, l'été et l'automne. Alors qu'aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les hauteurs des coquilles des juvéniles des quatre sites durant le printemps. En ce qui concerne l'effet temps (saison) la comparaison des moyennes de la hauteur des juvéniles de *C. aspersum*, entre les saisons au sein de chaque site ne révèle aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) entre les saisons au sein des sites de Bouteldja et El Hadjar. Cependant, au sein du site d'El Tarf, des différences hautement significatives ( $p < 0,001$ ) entre l'hiver et le reste des saisons sont enregistrées. Au niveau du site d'El Kala une différence significative ( $p < 0,05$ ) est observée entre l'été et l'automne (**Tableau 22**).





Les résultats de la variation des diamètres mesurés chez les juvéniles de *C. aspersum* indiquent après analyse statistique des données par Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, des diamètres significativement ( $p < 0,01$ ) plus importants chez les juvéniles d'El Kala durant la saison hivernale comparativement à ceux d'El Tarf et El Hadjar, cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée avec les juvéniles de Bouteldja. Durant les trois autres saisons (printemps, été et automne), la comparaison entre les diamètres des coquilles des juvéniles des quatre sites ne révèle aucune différence ( $p > 0,05$ ). Les résultats statistiques qui concernent l'effet saison ne montrent aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) entre les saisons au sein des sites d'El Kala, Bouteldja et El Hadjar, par contre, au sein du site d'El Tarf une différence hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre l'hiver et le printemps est enregistrée (Tableau 22).

**Tableau 22 :** Variation saisonnière des paramètres biométriques (hauteur et diamètre) et du poids total mesurés chez les juvéniles de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm SEM$ ,  $n = 10$ ).

Paramètres biométriques	Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Poids (g)	Hiver	3,31 ± 0,19 <b>a</b> <b>A</b>	1,76 ± 0,19 <b>bc</b> <b>A</b>	2,07 ± 0,06 <b>b</b> <b>A</b>	1,37 ± 0,12 <b>c</b> <b>A</b>
	Printemps	4,53 ± 0,30 <b>a</b> <b>B</b>	2,50 ± 0,06 <b>b</b> <b>B</b>	2,06 ± 0,07 <b>c</b> <b>A</b>	1,93 ± 0,07 <b>c</b> <b>BC</b>
	Été	5,16 ± 0,31 <b>a</b> <b>B</b>	2,39 ± 0,17 <b>b</b> <b>B</b>	2,44 ± 0,09 <b>b</b> <b>B</b>	2,25 ± 0,10 <b>b</b> <b>B</b>
	Automne	4,06 ± 0,34 <b>a</b> <b>AB</b>	2,18 ± 0,12 <b>b</b> <b>AB</b>	2,14 ± 0,15 <b>b</b> <b>A</b>	1,66 ± 0,13 <b>b</b> <b>AC</b>
Hauteur (cm)	Hiver	1,54 ± 0,05 <b>a</b> <b>AB</b>	1,12 ± 0,04 <b>b</b> <b>A</b>	1,6 ± 0,09 <b>a</b> <b>A</b>	0,99 ± 0,05 <b>b</b> <b>A</b>
	Printemps	1,56 ± 0,09 <b>a</b> <b>AB</b>	1,74 ± 0,10 <b>a</b> <b>B</b>	1,94 ± 0,19 <b>a</b> <b>A</b>	1,38 ± 0,20 <b>a</b> <b>A</b>
	Été	1,76 ± 0,09 <b>a</b> <b>A</b>	1,53 ± 0,14 <b>ab</b> <b>B</b>	1,72 ± 0,21 <b>a</b> <b>A</b>	1,16 ± 0,12 <b>b</b> <b>A</b>
	Automne	1,43 ± 0,08 <b>ab</b> <b>B</b>	1,60 ± 0,11 <b>a</b> <b>B</b>	1,62 ± 0,11 <b>a</b> <b>A</b>	1,17 ± 0,10 <b>b</b> <b>A</b>
Diamètre (cm)	Hiver	2,24 ± 0,13 <b>a</b> <b>A</b>	1,63 ± 0,09 <b>b</b> <b>A</b>	1,92 ± 0,06 <b>ab</b> <b>A</b>	1,75 ± 0,07 <b>b</b> <b>A</b>
	Printemps	1,96 ± 0,11 <b>a</b> <b>A</b>	2,18 ± 0,12 <b>a</b> <b>B</b>	2,21 ± 0,07 <b>a</b> <b>A</b>	2,03 ± 0,09 <b>a</b> <b>A</b>
	Été	2,21 ± 0,14 <b>a</b> <b>A</b>	1,87 ± 0,13 <b>a</b> <b>AB</b>	2,05 ± 0,15 <b>a</b> <b>A</b>	1,96 ± 0,11 <b>a</b> <b>A</b>
	Automne	2,09 ± 0,46 <b>a</b> <b>A</b>	2,02 ± 0,19 <b>a</b> <b>B</b>	2,04 ± 0,12 <b>a</b> <b>A</b>	2,00 ± 0,13 <b>a</b> <b>A</b>



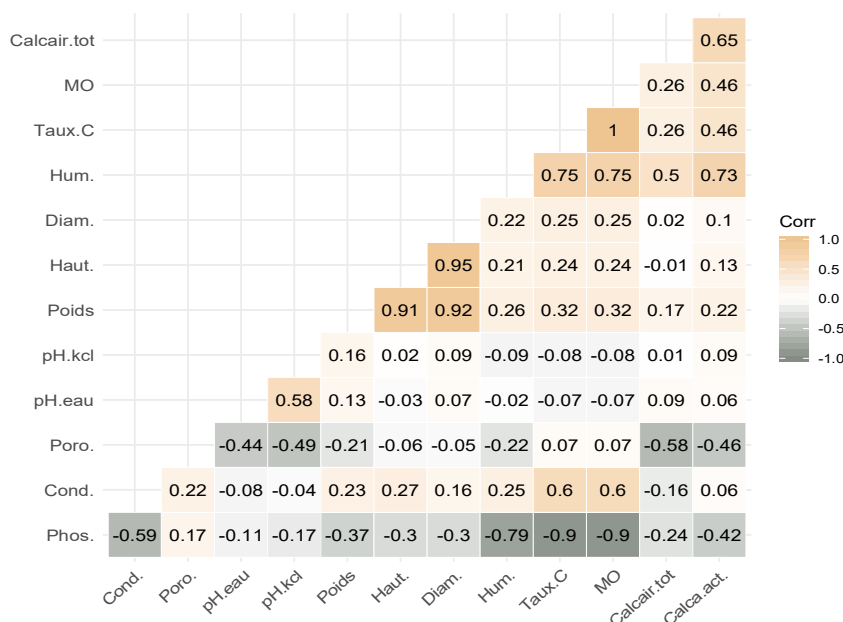


### 3.6. Corrélation et analyse multivariée

Les résultats obtenus au terme de l'étude écologique (structure et paramètres physico-chimiques des sols, inventaire des espèces de gastéropodes pulmonés terrestres, croissance des individus de *C. aspersum*) ont subi des analyses statistiques plus approfondies dont la corrélation de Spearman et des analyses multivariées.

#### 3.6.1. Corrélation croissance et paramètres physico-chimiques du sol

L'analyse des résultats de la corrélation appliquée sur les données obtenues concernant les paramètres physico-chimiques du sol (pH<sub>eau</sub>, pH<sub>KCl</sub>, conductivité électrique, humidité hygroscopique, porosité totale, carbone total, matière organique, calcaire total, calcaire actif, phosphore assimilable); et les paramètres de croissance de *C. aspersum* (poids, hauteur, diamètre) est représentée dans la **figure 28**. Les résultats révèlent une corrélation positive hautement significative entre le poids et la hauteur/diamètre ( $r= 0,91/0,92$  ;  $p= 0,000$ ), ainsi qu'entre la hauteur et le diamètre ( $r= 0,95$  ;  $p= 0,000$ ). De plus, une corrélation positive hautement significative est observée entre le taux de carbone et la matière organique ( $r= 1$  ;  $p= 0,000$ ) ; l'humidité et le taux de carbone/matière organique ( $r= 0,75$  ;  $p= 0,000$ ) et l'humidité et le calcaire actif ( $r= 0,73$  ;  $p= 0,000$ ). Une corrélation négative hautement significative est également enregistrée entre le phosphore et le taux de carbone/matière organique ( $r= -0,9$  ;  $p= 0,000$ ) ; ainsi que le phosphore et l'humidité ( $r= -0,79$  ;  $p= 0,000$ ).



**Figure 28.** Corrélation de Spearman appliquée aux résultats des paramètres de croissance de *C. aspersum* et des paramètres physico-chimiques du sol de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016.





### 3.6.2. Analyse multivariée

La richesse en données qualitatives (structure du sol, saison et âge) et quantitatives (paramètres physico-chimiques des sols et paramètres de croissance) de notre matrice a permis d'ouvrir un champ d'application de méthodes statistiques multivariées basé sur le principe d'ordination et de classification. Pour cela nous avons appliqué l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse hiérarchique des clusters (HCA) et l'analyse factorielle des correspondances (AFC). Ces méthodes statistiques multivariées sont puissantes et nous ont permis de caractériser au mieux les différents types de sols (texture) ainsi que leur influence à travers la détermination de leurs paramètres physico-chimiques, sur la distribution de 12 espèces terrestres de gastéropodes pulmonés inventoriées au niveau de 4 habitats écologiques (EL Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar), ainsi que sur la croissance de l'espèce prédominante *C. aspersum*. En effet, le site d'El Kala est caractérisé par un sol Sableux, les sites d'El Tarf et Bouteldja par des sols Sablo-Limoneux et Limono-Sableux respectivement, et enfin le site d'El Hadjar présente un sol Argilo-Limoneux (Larba, 2014).

#### a. Analyse en composantes principales (ACP)

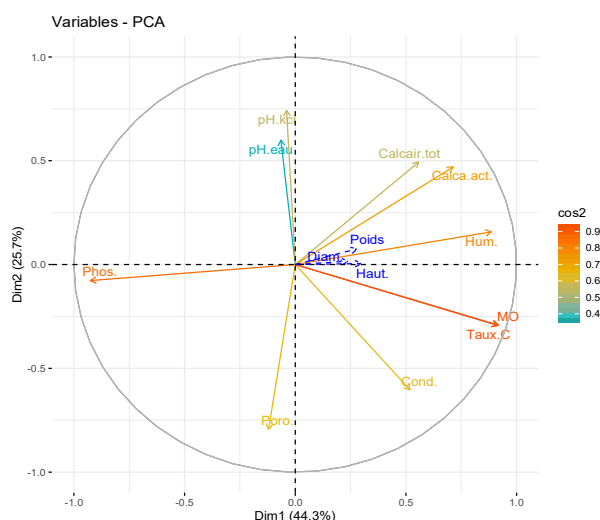
Cette approche multivariée vise à analyser la structuration physico-chimique des sols et à examiner l'influence de ces paramètres sur la croissance de l'espèce prédominante *C. aspersum*. Les paramètres physico-chimiques des sols ( $\text{pH}_{\text{eau}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , conductivité électrique, humidité hygroscopique, porosité totale, carbone total, matière organique, calcaire total, calcaire actif, phosphore assimilable) sont validés comme étant des variables quantitatives 'actives' tandis que les paramètres de croissance des individus de *C. aspersum* sont traités comme des variables 'supplémentaires'. En ce qui concerne les résultats de l'ACP, les deux premiers axes de l'analyse expriment 70 % de l'inertie totale incluse dans notre matrice de données, cela signifie que le maximum de la variabilité totale est représenté par le plan factoriel Dim 1 vs Dim 2 (Fig. 29, 31).

Le 1<sup>er</sup> axe explique à lui seul 44,3 % de la variabilité totale (inertie) et il est fortement corrélé (positivement) avec les variables suivantes : matière organique ( $r = +0,92$  ;  $\text{cos}^2 = +0,84$ ), taux de carbone ( $r = +0,91$  ;  $\text{cos}^2 = +0,84$ ), humidité ( $r = +0,89$  ;  $\text{cos}^2 = +0,79$ ), calcaire actif ( $r = +0,71$  ;  $\text{cos}^2 = +0,51$ ), en revanche cet axe est hautement corrélé (négativement) avec le phosphore ( $r = -0,93$  ;  $\text{cos}^2 = +0,86$ ). En outre, le 2<sup>ème</sup> axe explique 25,7 % de la variation totale ; il est caractérisé, d'une part, par une forte corrélation positive avec le  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  ( $r = +0,74$  ;  $\text{cos}^2 = +0,55$ ) et le  $\text{pH}_{\text{eau}}$  ( $r = +0,60$  ;  $\text{cos}^2 = +0,36$ ), et d'autre part, par une forte corrélation

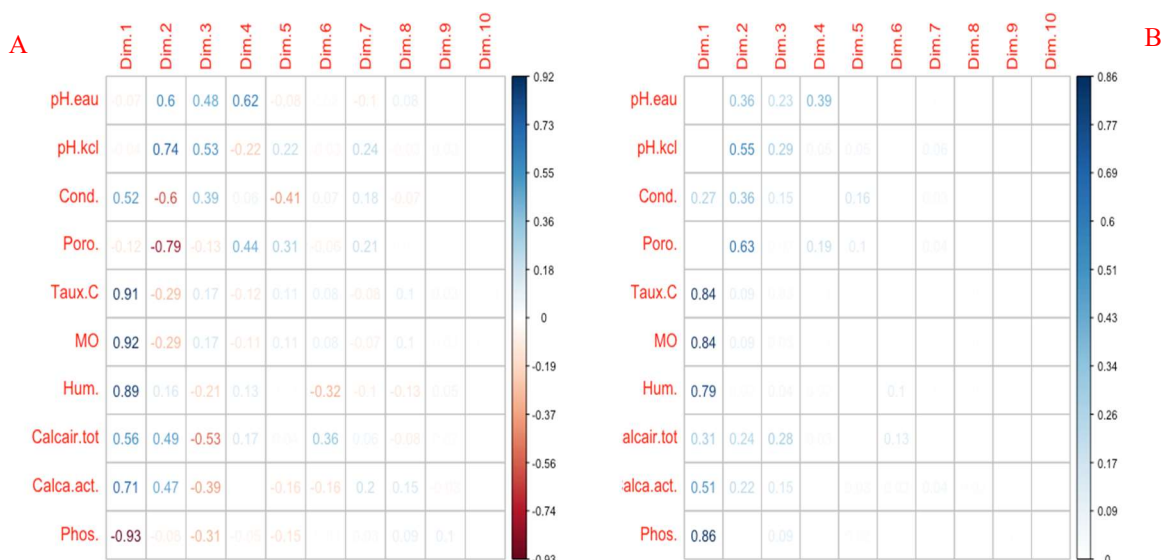




négative avec la variable porosité ( $r = -0,79$  ;  $\cos^2 = +0,63$ ) (Fig. 29, 30). Concernant les paramètres de croissance de *C. aspersum*, l'ACP montre clairement que ces derniers sont corrélés positivement avec la matière organique, le taux de carbone, l'humidité et le calcaire actif ; et corrélés négativement avec le phosphore. Cette observation pourrait expliquer les effets des paramètres physico-chimiques susmentionnés sur la physiologie de la croissance des individus de *C. aspersum* (Fig. 29 ; flèches en bleu).



**Figure 29.** Cercle de corrélations des paramètres physico-chimiques du sol et des paramètres de croissance de *C. aspersum*, avec les deux premiers axes de l'ACP pour les quatre sites d'étude (les variables de croissance mentionnées en bleu sont considérées comme des variables supplémentaires ; Dim 1 = 44,3 % et Dim 2 = 25,7 %).



**Figure 30.** Corrplot des corrélations des paramètres du sol avec les axes de l'ACP (contribution quantitative) (A) et les  $\text{Cos}^2$  enregistrés des paramètres physico-chimiques sur les axes de l'ACP (contribution qualitative) (B).



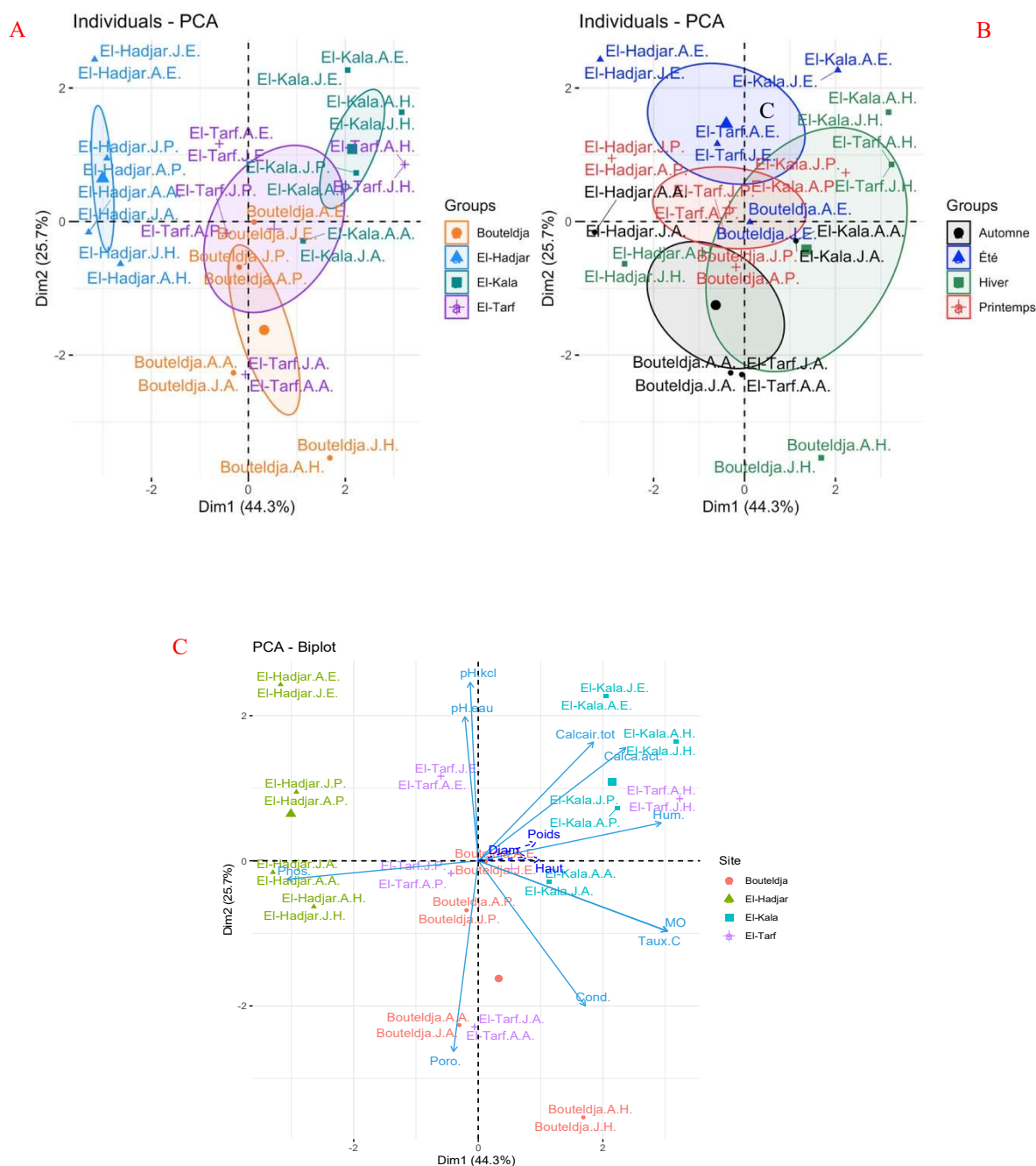


L'analyse approfondie de l'ACP pour les deux facteurs 'site' et 'saison' montre nettement que le 1<sup>er</sup> axe sépare les sites (variation inter-sites) (**Fig. 31A**) alors que le 2<sup>e</sup> axe révèle une différenciation saisonnière (variation inter-saisons) (**Fig. 31B**). En ce qui concerne les paramètres de croissance des individus juvéniles et adultes de *C. aspersum* ; il en ressort que la croissance de ces individus pourrait être accélérée par quelques paramètres du sol notamment la matière organique, le taux de carbone, l'humidité et le calcaire actif, cependant, un sol riche en phosphore pourrait avoir un effet inverse (**Fig. 31C**).

De même, le 1<sup>er</sup> axe montre bien que le sol d'El Hadjar (Argilo-Limoneux) est riche en phosphore et pauvre en matière organique, taux de carbone, humidité et calcaire actif ; tandis que le site d'El Kala caractérisée par un sol Sableux est riche principalement en calcaire actif, calcaire total et une humidité hygroscopique importante ; et par moindre degré pour le sol Sablo-Limoneux du site d'El Tarf. En revanche, le sol Limono-Sableux du site de Bouteldja est distingué, plus ou moins, par une porosité totale relativement élevée. Ainsi, nous pouvons dire que les sols Sableux et Sablo-Limoneux pourraient présenter un avantage pour la croissance de l'espèce *C. aspersum* ; ceci pourrait aussi refléter la spécialisation de cette espèce par rapport à son habitat naturel. Quant au 2<sup>e</sup> axe, la différenciation saisonnière stipule qu'en été, les sols au niveau des sites d'El Kala, El Tarf et El Hadjar enregistrent des valeurs très élevées pour les  $pH_{eau}$  et  $pH_{KCl}$  ; alors qu'en automne le sol de Bouteldja enregistre des valeurs importantes pour la porosité totale. En outre, l'ACP indique clairement qu'en saison hivernale le sol des deux sites d'El Kala et El Tarf montrent des valeurs notables pour la matière organique, taux de carbone, humidité hygroscopique et le calcaire actif. La saison du printemps exprime aussi des profils de variations similaires à celles enregistrées en hiver.







**Figure 31.** Analyse en composantes principales (ACP) sur la matrice standardisée des données ; **A** : Plan factoriel (Dim 1 vs Dim 2) selon le facteur 'site', **B** : Plan factoriel (Dim 1 vs Dim 2) selon le facteur 'saison', **C** : Biplot du plan factoriel (Dim 1 vs Dim 2) selon le facteur 'croissance'. Les points projetés sur le plan factoriel représentent les moyennes des paramètres physico-chimiques et des paramètres de croissance pour les individus juvéniles et adultes de *C. aspersum* (Dim 1= 44,3 % et Dim 2= 27,7 %) (*J* : juvénile ; *A* : adulte ; *H* : hiver ; *P* : printemps ; *E* : été ; *A* : automne).

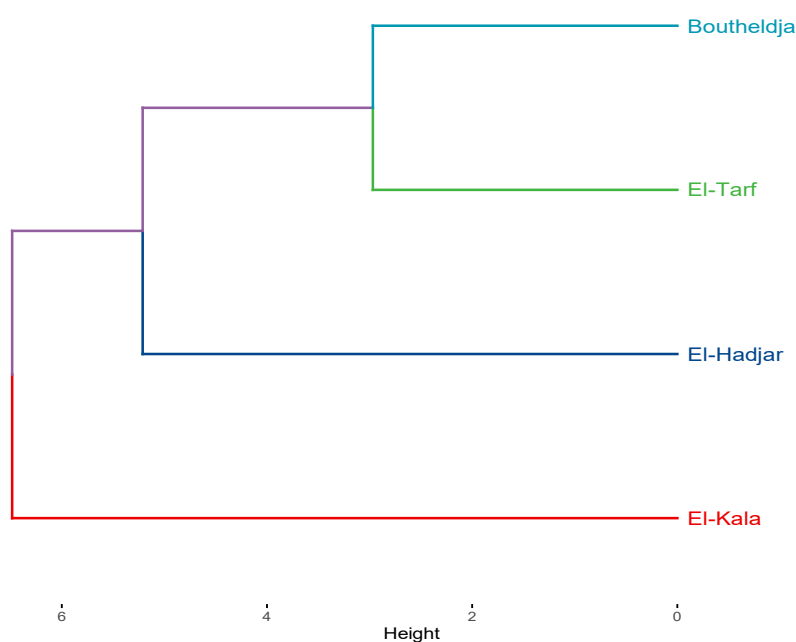




### b. Analyse hiérarchique des clusters (HCA)

Sur la base du calcul de la dissimilarité entre les sites d'échantillonnage ; selon la variabilité des paramètres physico-chimiques analysés durant notre étude de terrain ; l'analyse du dendrogramme indiqué dans la **figure 32**, montre une classification plausible. Le dendrogramme sépare nettement le site d'El Kala (1<sup>er</sup> cluster), caractérisé par un sol Sableux et de bonne qualité. Le 2<sup>e</sup> cluster est représenté par le site d'El Hadjar, distingué par un sol Argilo-Limoneux et de moindre qualité comparativement aux autres sites. Enfin, le 3<sup>e</sup> cluster inclut deux sites (plus ou moins homogènes) qui sont respectivement le site de Bouteldja (Limoneux-Sableux) et le site d'El Tarf (Sablo-Limoneux), en effet, ces sites présentent une grande similitude dans les différents résultats obtenus. La HCA a bien décelé une hétérogénéité au sein des sites d'échantillonnage qui reflète différents types de sols, et qui pourraient expliquer les distributions des espèces des gastéropodes qui ont été inventoriées dans notre étude en 2016 ; dans le but de trouver ultérieurement (par une AFC) une relation entre la présence de certains taxons et la texture des sols.

Cluster Dendrogram



**Figure 32.** Classification hiérarchique des sites d'échantillonnage des Gastéropodes Pulmonés terrestres : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 selon les paramètres physico-chimiques des sols.





### c. Analyse factorielle des correspondances (AFC)

Dans le but d'analyser les résultats relatifs à la diversité  $\alpha$  et la diversité  $\beta$  concernant la richesse spécifique ( $S=12$ ) et les distributions des espèces de Gastéropodes inventoriées selon les variations des paramètres physico-chimiques enregistrés pour chaque type de sol (Sableux, Argilo-L, L-Sableux et S-Limoneux) ; nous avons appliqué une AFC. Ceci afin de pouvoir résumer et visualiser l'information du tableau de contingence [abondances de 12 espèces de Gastéropodes (colonnes) x sites (lignes)] en fonction de la matrice des données physico-chimiques (variables supplémentaires) et le type du sol de nos 4 sites d'échantillonnage (El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar). Les résultats représentés par le plan factoriel Dim 1 vs Dim 2, révèlent une structuration des profils des distributions pour les taxons analysés par rapport aux autres variables susmentionnées (Fig. 33).

Les deux premiers axes de l'AFC expliquent ensemble 87,19 % de l'inertie totale de la matrice de données (54,38 % et 32,81 % respectivement pour Dim 1 et Dim 2). Par défaut, un test est construit pour tester l'indépendance des abondances (A) et les Sites. Sur notre matrice de données d'abondances, l'hypothèse d'indépendance est rejetée puisque la probabilité critique est très proche de 0 :  $\chi^2 = 459,98$  ( $p = 1,09 \times 10^{-76}$ ). En conséquence, nous pouvons dire qu'il existe des associations entre certaines espèces et les 4 types de textures des sols qui correspondent à nos 4 sites d'échantillonnage.

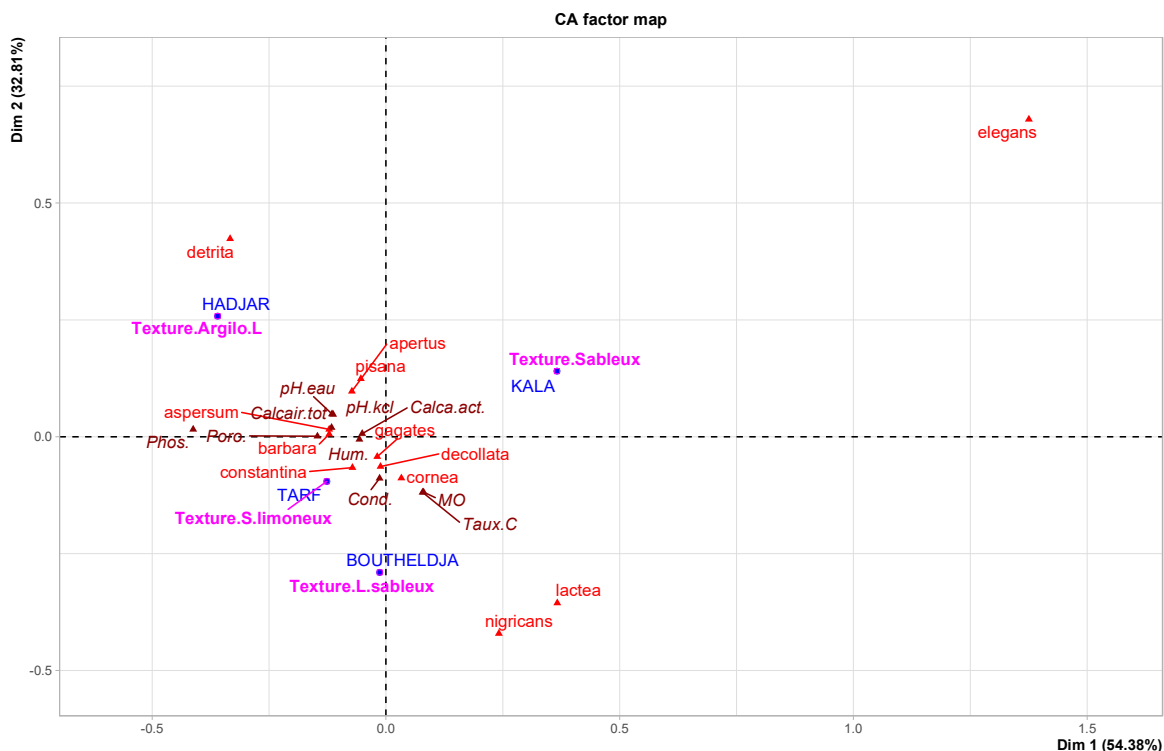
Le plan factoriel (Fig. 33) montre une distribution plus ou moins hétérogène pour certaines espèces de Gastéropodes par rapport au type du sol (les résultats de l'ACP corroborent avec ceux de l'AFC concernant la caractérisation des sols) ; en conséquence nous pouvons dégager les tendances de variations suivantes :

A titre d'exemple, l'espèce *T. elegans* est associée au site d'El Kala (sol Sableux) tandis que l'espèce *Z. detrita* correspond au site d'El Hadjar caractérisé par une texture Argilo-L. De plus, le site de Bouteldja distingué par une texture de sol de type L-Sableux et des valeurs importantes de la matière organique et taux de carbone ; marque de fortes abondances pour deux espèces à savoir *O. lactea* et *M. nigricans*. De même, l'AFC montre clairement l'effet positif de l'humidité hygroscopique sur les abondances de quelques espèces qui sont principalement *C. aspersum*, *M. gagates*, *P. barbara* et *M. constantina*. Dans ce sens, nous pouvons dire aussi que le site d'El Kala marque, beaucoup plus, une abondance élevée de ces espèces suite à des niveaux non négligeables de l'humidité hygroscopique du sol. L'AFC affirme également ; l'effet de certains paramètres physico-chimiques du sol sur l'abondance de





certaines espèces notamment le pH de l'eau, calcaire total et porosité pour *P. barbara* et *C. aspersum*, ainsi que la conductivité électrique pour *R. decollata*. Il ressort aussi de l'AFC que le taux de phosphore a une faible corrélation avec l'abondance des espèces. Enfin, nos résultats de l'AFC nous aideront à mieux expliquer notre diversité  $\beta$  sur les degrés de spécialisation de quelques taxons de Gastéropodes par rapport à leurs habitats (niche écologique) ciblés par notre approche écologique.



**Figure 33.** Analyse factorielle des correspondances (AFC) sur les données d'abondances d'espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriées et leurs relations avec les paramètres physico-chimiques des sols et leurs textures dans les sites d'étude : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant l'année 2016 (Dim 1 = 54,38 % et Dim 2 = 32,81 %).





### 3.7. Biomarqueurs du stress environnemental

#### 3.7.1. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

L'activité spécifique de l'AChE exprimée en mM/mn/mg de protéines est déterminée au niveau des têtes des adultes de *C. aspersum* récoltés au niveau des sites d'El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016. Cette activité est calculée par application de la formule d'Ellman *et al.* (1961), en utilisant les pentes des droites de régression exprimant les absorbances en fonction du temps.

Les données révèlent des activités maximales de l'AChE enregistrées durant la saison hivernale au niveau des sites d'El Kala, El Tarf, Bouteldja, et en automne à El Hadjar, avec des valeurs respectives de  $1,88 \pm 0,03$  ;  $1,37 \pm 0,02$  ;  $1,46 \pm 0,01$  et  $0,36 \pm 0,05$  mM/mn/mg de protéines. Les activités minimales sont enregistrées durant la saison estivale au niveau des quatre sites avec une valeur de  $1,25 \pm 0,02$  mM/mn/mg de protéines à El Kala ;  $1,02 \pm 0,02$  mM/mn/mg de protéines à El Tarf ;  $1,05 \pm 0,01$  mM/mn/mg de protéines à Bouteldja ; et  $0,09 \pm 0,00$  nM/mn/mg de protéines à El Hadjar (**Tableau 23**).

La comparaison entre les quatre sites d'étude par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle une inhibition hautement significative ( $p < 0,001$ ) de l'activité spécifique de l'AChE chez les individus d'El Hadjar comparativement à ceux d'El Kala, El Tarf et Bouteldja pendant les quatre saisons de l'année 2016. Cependant, l'activité AChE enregistrée à El Tarf ne présente aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) avec celle du site de Bouteldja durant l'hiver, l'été et l'automne (**Tableau 23, Fig. 34**).

Concernant l'effet temps (saison), l'analyse statistique révèle une inhibition hautement significative ( $p < 0,001$ ) pendant les saisons printanière et estivale comparativement à la saison hivernale au niveau de tous les sites. Une inhibition hautement significative ( $p < 0,001$ ) est également enregistrée en automne comparativement aux autres saisons au niveau des sites d'El Tarf et Bouteldja. Par contre, aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée entre l'hiver et le printemps au niveau des sites d'El Kala et El Hadjar (**Tableau 23**).

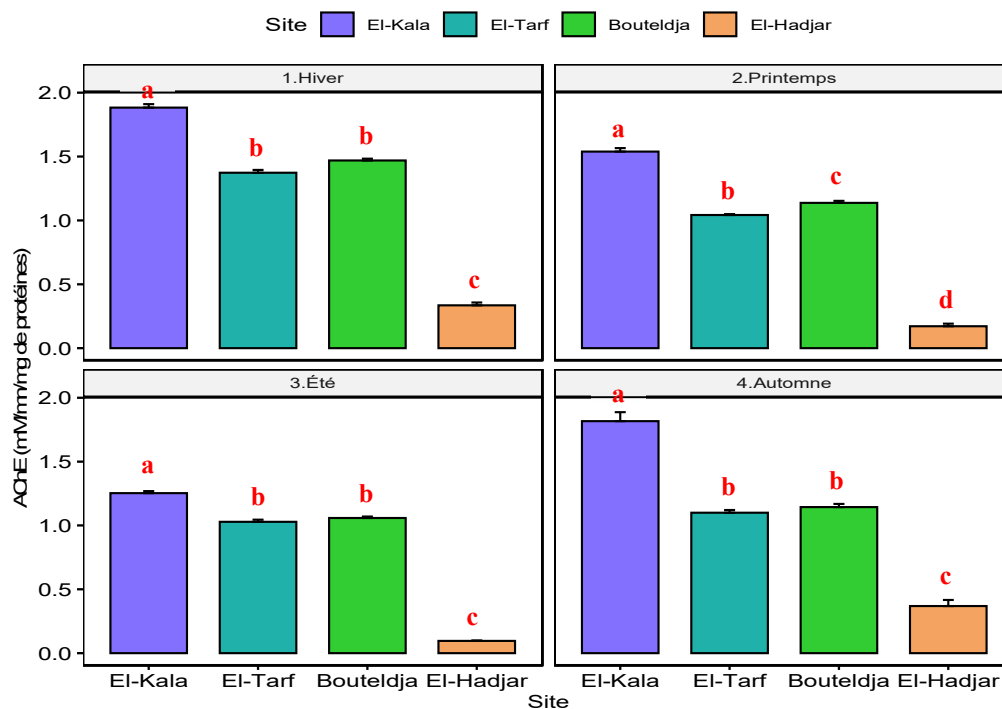




**Tableau 23 :** Activité spécifique de l'acétylcholinestérase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des têtes des adultes de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 15).

Sites \ Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	1,88 ± 0,03 <b>a</b> A	1,37 ± 0,02 <b>b</b> A	1,46 ± 0,01 <b>b</b> A	0,33 ± 0,02 <b>c</b> A
Printemps	1,53 ± 0,03 <b>a</b> B	1,04 ± 0,01 <b>b</b> BC	1,13 ± 0,01 <b>c</b> B	0,17 ± 0,02 <b>d</b> B
Été	1,25 ± 0,02 <b>a</b> C	1,02 ± 0,02 <b>b</b> B	1,05 ± 0,01 <b>b</b> C	0,09 ± 0,00 <b>c</b> C
Automne	1,81 ± 0,07 <b>a</b> A	1,09 ± 0,02 <b>b</b> C	1,14 ± 0,02 <b>b</b> B	0,36 ± 0,05 <b>c</b> A

- Les moyennes suivies d'une même lettre en minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les sites au sein de la même saison.
- Les moyennes suivies d'une même lettre en majuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les saisons au sein du même site.



**Figure 34.** Activité spécifique de l'acétylcholinestérase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des têtes des adultes de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 15).







### 3.7.2. Activité spécifique de la glutathions S–transférase

La mesure de l'activité de la GST exprimée en mM/mn/mg de protéine est déterminée au niveau des hépatopancreas des adultes de *C. aspersum* récoltés au niveau des quatre sites d'études (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar) durant les quatre saisons de l'année 2016. Cette activité est calculée selon la méthode de [Habig et al. \(1974\)](#) en utilisant les pentes des droites de régression exprimant les absorbances en fonction du temps.

Les activités moyennes saisonnières de la GST montrent des valeurs maximales de  $0,20 \pm 0,00$  mM/mn/mg de protéines à El Kala et  $0,49 \pm 0,01$  mM/mn/mg de protéines à El Tarf durant la saison estivale. Par contre, les valeurs maximales à Bouteldja et El Hadjar sont observées durant la saison automnale avec des valeurs respectives de  $0,38 \pm 0,01$  et  $0,82 \pm 0,01$  mM/mn/mg de protéines. Les valeurs minimales sont enregistrées durant la saison hivernale au niveau des quatre sites avec des valeurs de  $0,12 \pm 0,01$  mM/mn/mg de protéines à El Kala ;  $0,18 \pm 0,02$  mM/mn/mg de protéines à El Tarf ;  $0,15 \pm 0,01$  mM/mn/mg de protéines à Bouteldja et  $0,45 \pm 0,02$  mM/mn/mg de protéines à El Hadjar (**Tableau 24**).

La comparaison des moyennes saisonnières enregistrées au niveau des quatre sites d'El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar par Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle une augmentation hautement significative ( $p < 0,001$ ) de l'activité spécifique de la GST chez les individus d'El Hadjar comparativement aux trois autres sites durant les quatre saisons de l'année 2016. En revanche aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée entre les sites d'El Kala, El Tarf et Bouteldja durant la saison hivernale et entre les sites d'El Tarf et Bouteldja durant le printemps et l'automne (**Tableau 24, Fig. 35**).

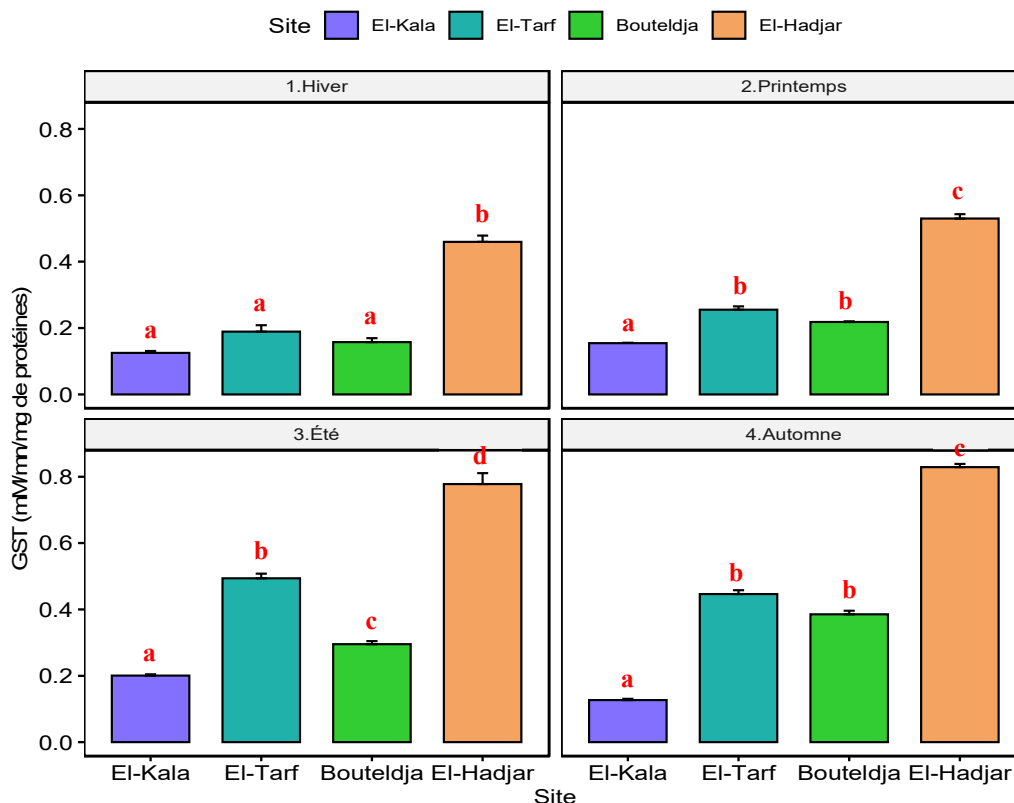
Une comparaison entre les saisons au sein d'un même site par Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, montre une augmentation hautement significative ( $p < 0,001$ ) de l'activité spécifique de la GST pendant l'été chez les individus récoltés au niveau des sites d'El Kala et El Tarf et durant l'automne à Bouteldja et El Hadjar. Par contre, au niveau des sites El Tarf, Bouteldja et El Hadjar aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est enregistrée entre l'hiver et le printemps ; ainsi qu'entre l'été et l'automne à El Tarf et El Hadjar (**Tableau 24**).





**Tableau 24 :** Activité de la glutathions S-transférase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 15).

Sites \ Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	0,12 ± 0,01 <b>a</b> <b>A</b>	0,18 ± 0,02 <b>a</b> <b>A</b>	0,15 ± 0,01 <b>a</b> <b>A</b>	0,45 ± 0,02 <b>b</b> <b>A</b>
Printemps	0,15 ± 0,00 <b>a</b> <b>B</b>	0,25 ± 0,01 <b>b</b> <b>A</b>	0,21 ± 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	0,52 ± 0,02 <b>c</b> <b>A</b>
Été	0,20 ± 0,00 <b>a</b> <b>C</b>	0,49 ± 0,01 <b>b</b> <b>B</b>	0,29 ± 0,01 <b>c</b> <b>B</b>	0,77 ± 0,03 <b>d</b> <b>B</b>
Automne	0,12 ± 0,00 <b>a</b> <b>A</b>	0,44 ± 0,01 <b>b</b> <b>B</b>	0,38 ± 0,01 <b>b</b> <b>C</b>	0,82 ± 0,01 <b>c</b> <b>B</b>



**Figure 35.** Activité des glutathions S-transférase (mM/mn/mg de protéines) mesurée au niveau des hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 (m ± SEM, n= 15).





### 3.7.3. Taux des métallothionéines

Les taux des métallothionéines ( $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines) sont quantifiés selon la méthode de *Viarengo et al. (1997)* au niveau des hépatopancréas des adultes de *C. aspersum* récoltés au niveau des quatre sites d'étude El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016.

Le suivi saisonnier des taux des métallothionéines montre des variations au cours des différentes saisons au sein des quatre sites avec des valeurs maximales de  $0,52 \pm 0,02$  ;  $0,79 \pm 0,11$  ;  $0,74 \pm 0,01$  et  $1,73 \pm 0,15$   $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines enregistrées respectivement au niveau des sites d'El Kala, El Tarf, Bouteldja et d'El Hadjar durant la saison estivale. Par contre, les valeurs minimales sont observées durant la saison hivernale avec des valeurs de  $0,16 \pm 0,01$   $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines à El Kala ;  $0,49 \pm 0,00$   $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines à El Tarf ;  $0,43 \pm 0,01$   $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines à Bouteldja et  $0,81 \pm 0,02$   $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines à El Hadjar (**Tableau 25**).

La comparaison statistique des taux des Mts entre les quatre sites par Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, révèle une augmentation hautement significative ( $p < 0,001$ ) des taux des Mts chez les individus d'El Hadjar comparativement à ceux d'El Kala, El Tarf et Bouteldja pendant les quatre saisons de l'année 2016. Cependant, le taux des Mts enregistré à El Tarf ne présente aucune différence ( $p > 0,05$ ) avec celui du site de Bouteldja durant les saisons printanière et estivale de l'année 2016 (**Tableau 25, Fig. 36**).

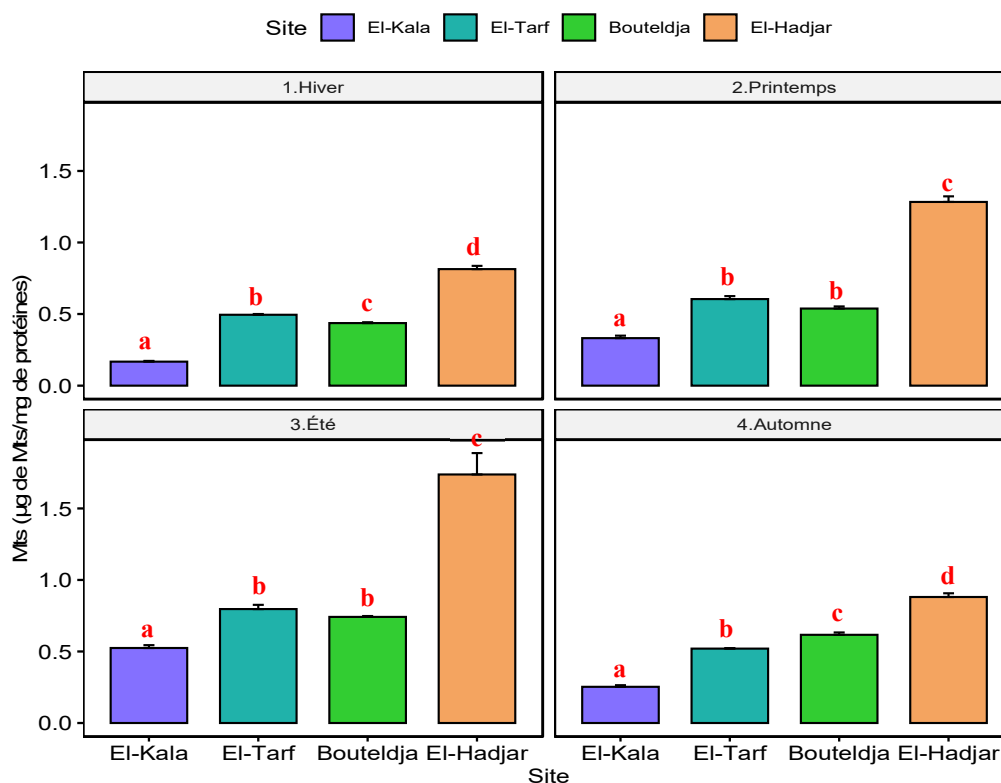
Concernant l'effet saison, la comparaison démontre une augmentation hautement significative ( $p < 0,001$ ) des taux de Mts durant l'été comparativement aux autres saisons et ce au niveau des quatre sites d'étude. Cependant, les sites d'El Kala et Bouteldja ne présentent aucune différence ( $p > 0,05$ ) entre les taux de Mts au printemps et en automne. De plus au niveau du site d'El Hadjar, on note aucune différence ( $p > 0,05$ ) entre l'hiver et l'automne ; et entre le printemps et l'été (**Tableau 25**).





**Tableau 25 :** Taux des des métallothionéines ( $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines) mesurés au niveau des hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm \text{SEM}$ ,  $n= 15$ ).

Sites \ Saisons	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Hiver	0,16 $\pm$ 0,01 <b>a</b> <b>A</b>	0,49 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>A</b>	0,43 $\pm$ 0,01 <b>c</b> <b>A</b>	0,81 $\pm$ 0,02 <b>d</b> <b>A</b>
Printemps	0,33 $\pm$ 0,02 <b>a</b> <b>B</b>	0,60 $\pm$ 0,02 <b>b</b> <b>B</b>	0,53 $\pm$ 0,01 <b>b</b> <b>B</b>	1,28 $\pm$ 0,04 <b>c</b> <b>B</b>
Été	0,52 $\pm$ 0,02 <b>a</b> <b>C</b>	0,79 $\pm$ 0,03 <b>b</b> <b>C</b>	0,74 $\pm$ 0,01 <b>b</b> <b>C</b>	1,73 $\pm$ 0,15 <b>c</b> <b>B</b>
Automne	0,25 $\pm$ 0,01 <b>a</b> <b>B</b>	0,52 $\pm$ 0,00 <b>b</b> <b>D</b>	0,61 $\pm$ 0,02 <b>c</b> <b>B</b>	0,88 $\pm$ 0,03 <b>d</b> <b>A</b>



**Figure 36.** Taux des des métallothionéines ( $\mu\text{g}$  de Mts/mg de protéines) mesurés au niveau des hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* récoltés au niveau de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien : El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar durant les quatre saisons de l'année 2016 ( $m \pm \text{SEM}$ ,  $n= 15$ ).



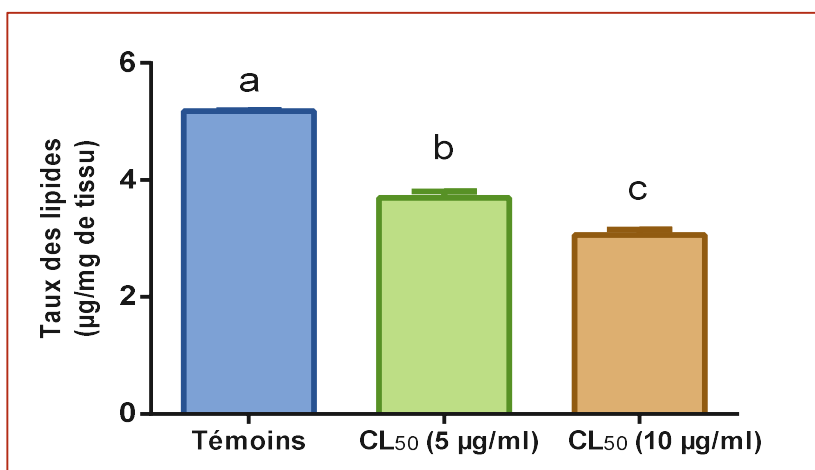


### 3.8. Effet de l’Oberon sur le profil lipidique hépatopancréatique

#### 3.8.1. Effet de l’Oberon sur les taux des lipides

Les taux des lipides exprimés en  $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu sont calculés à partir d'une droite de régression exprimant les absorbances en fonction d'une quantité de lipides ( $\mu\text{g}$ ). Les taux de lipides obtenus au niveau des hépatopancréas des adultes de *C. aspersum* témoins et traités à l’Oberon par application topique à deux concentrations létales ( $\text{CL}_{50}$  à 5 et 10  $\mu\text{g}/\text{ml}$ ) sont représentés dans la **figure 31**. Les données révèlent un taux maximum de  $5,17 \pm 0,06 \mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu chez la série témoin. Cependant, les séries traitées montrent des taux de lipides plus faibles d'une valeur de  $3,69 \pm 0,34 \mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu chez les individus traités à la dose 5  $\mu\text{g}/\text{ml}$  ; et  $3,06 \pm 0,28 \mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu chez les séries traitées à la dose la plus élevée (10  $\mu\text{g}/\text{ml}$ ) (**Fig. 37**).

La comparaison des taux des lipides entre les séries témoins et traitées par le test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn’s, révèle une diminution hautement significative ( $p < 0,001$ ) des taux des lipides chez les individus traités aux deux doses 5 et 10  $\mu\text{g}/\text{ml}$  comparativement aux témoins (**Fig. 37**).



**Figure 37.** Effet de l’Oberon administré par application topique à deux concentrations létales ( $\text{CL}_{50}$  à 5 et 10  $\mu\text{g}/\text{ml}$ ) sur les taux des lipides ( $\mu\text{g}/\text{mg}$  de tissu) déterminés au niveau de l’hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* ( $m \pm \text{SEM}$ ,  $n = 10$ ). Les moyennes suivies d'une même lettre en minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les séries témoins et traitées.

#### 3.8.2. Effet de l’Oberon sur les taux du malondialdéhyde (MDA)

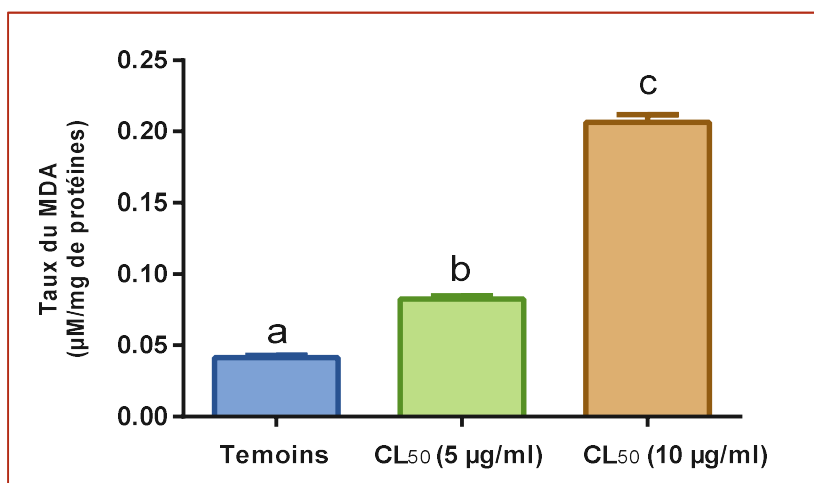
Les taux du malondialdéhyde ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines) sont calculés par application de la formule de **Draper et Hadley (1990)**. Les résultats obtenus indiquent des taux maximaux du MDA chez les séries traitées aux deux doses 5 et 10  $\mu\text{g}/\text{ml}$ , avec respectivement des valeurs de





0,082 ± 0,007 μM/mg de protéines et 0,206 ± 0,01 μM/mg de protéines. Le taux minimum est enregistré chez la série témoin avec une valeur de 0,041 ± 0,005 μM/mg de protéines (Fig. 38).

La comparaison des taux de MDA entre les séries témoins et traitées par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, montre une augmentation hautement significative ( $p < 0,001$ ) des taux du MDA chez les individus traités à la CL<sub>50</sub> 5 μg/ml et à la CL<sub>50</sub> 10 μg/ml comparativement aux témoins avec un effet dose/réponse (Fig. 38).



**Figure 38.** Effet de l'Oberon administré par application topique à deux concentrations létales (CL<sub>50</sub> à 5 et 10 μg/ml) sur les taux du malondialdéhyde (μM/mg de protéines) déterminés au niveau de l'hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* (m ± SEM, n= 10).

### 3.8.3. Effet de l'Oberon sur le profil qualitatif et quantitatif des acides gras

La détermination qualitative et quantitative des acides gras est réalisée au niveau des hépatopancréas des adultes de *C. aspersum* témoins et traités à l'Oberon aux deux concentrations létales 5 et 10 μg/ml. Nos résultats révèlent un profil de de seize (16) acides gras, dont trois (03) sont saturés et treize (13) insaturés avec quatre (04) acides gras mono-insaturés et neuf (09) polyinsaturés, aussi bien chez les séries traitées que chez les témoins (Tableau 26).

Concernant les variations quantitatives des acides gras exprimés en pourcentage (%), les données révèlent des valeurs maximales enregistrées pour l'acide gras C18:1 (acide oléique) au aussi bien chez la série témoin avec 19,52 ± 0,44 %, que chez les séries traitées avec 14,89 ± 0,36 % chez la série traitée à 5 μg/ml, et 14,96 ± 0,26 % chez la série traitée à 10 μg/ml. Les valeurs minimales sont enregistrées par l'acide gras C22:5n-3 (acide clupanodonique) chez les individus témoins avec 0,44 ± 0,09 % et traités à la dose 10 μg/ml avec 0,42 ± 0,04 %. Tandis que, pour les individus traités à la dose 5 μg/ml, la valeur minimale est enregistrée par l'acide gras C14:1 (acide myristoléique) avec 0,44 ± 0,07 % (Tableau 27).







La comparaison des taux des acides gras entre les séries témoins et traitées avec les deux doses par le test de Kruskal-Wallis suivi par le test de Dunn's, montre une inhibition hautement significative ( $p < 0,001$ ) des taux des acides gras C18:0 (acide stéarique), C16:1 (acide palmitoléique), C18:1 (acide oléique), C20:1 (acide gadoléique), C18:3n-3 (acide  $\alpha$ -linoléique) et C22:4n-6 (acide adrénique) chez les individus traités aux deux concentrations 5 et 10  $\mu\text{g/ml}$  comparativement aux individus témoins. Cependant, aucune différence ( $p > 0,05$ ) n'est observée entre les deux séries traitées concernant ces acides gras. Une diminution très significative ( $p < 0,01$ ) est également observée pour l'acide gras C20:3n-6 (acide dihomo- $\gamma$ -linoléique) chez les individus traités à la  $CL_{50}$  5  $\mu\text{g/ml}$  comparativement aux témoins. De plus, une inhibition hautement significative ( $p < 0,001$ ) du taux de l'acide gras C20:4n-6 (acide arachidonique) est enregistrée chez les individus traités à la dose la plus élevée ( $CL_{50}$  10  $\mu\text{g/ml}$ ) comparativement aux témoins. Par contre, aucune différence significative ( $p > 0,05$ ) n'est observée pour le reste des acides gras (**Tableau 27, Fig. 39**).

**Tableau 26 :** Profil qualitatif des acides gras déterminés par Chromatographie en Phase Gazeuse (CPG) au niveau de l'hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* témoins et traités à l'Oberon par application topique à deux concentrations létales ( $CL_{50}$  à 5 et 10  $\mu\text{g/ml}$ ) ( $m \pm \text{SEM}$ ,  $n = 10$ ).

	Symbole	Nomenclature de l'acide gras
<b>Acides gras saturés</b>	C14:0	Acide Myristique
	C16:0	Acide Palmitique
	C18:0	Acide Stéarique
<b>Acides gras Mono-insaturés</b>	C14:1	Acide Myristoléique
	C16:1	Acide Palmitoléique
	C18:1	Acide Oléique
	C20:1	Acide Gadoléique
<b>Acides gras Polyinsaturés</b>	C18:2n-6	Acide Linoléique
	C18:3n-3	Acide $\alpha$ -Linoléique
	C20:2n-6	Acide Eicosadiénoïque
	C20:3n-6	Acide Dihomo- $\gamma$ -linoléique
	C20:4n-6	Acide Arachidonique
	C20:5n-3	Acide Eicosapentaénoïque
	C22:4n-6	Acide Adrénique
	C22:5n-3	Acide Clupanodonique
C22:5n-6	Acide Docosapentaénoïque	

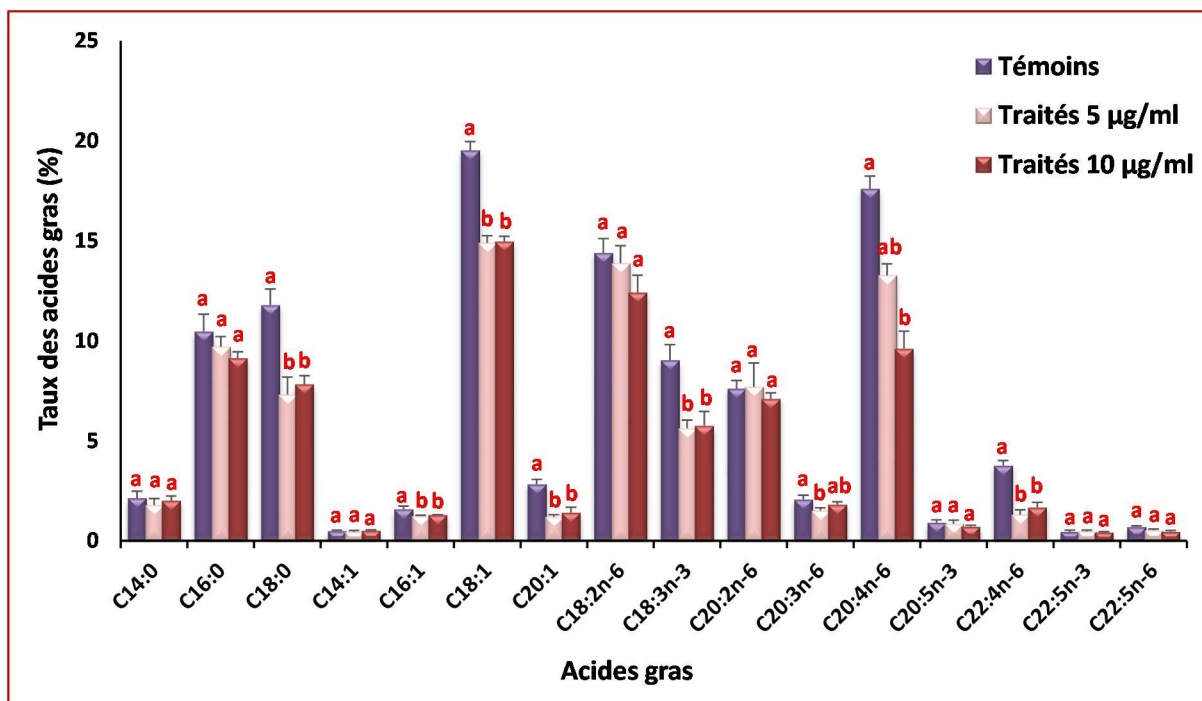




**Tableau 27 :** Effet de l'Oberon administré par application topique à deux concentrations létales (CL<sub>50</sub> à 5 et 10 µg/ml) sur les taux des acides gras (%) déterminés au niveau de l'hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* (m ± SEM, n= 10).

Acides gras	Témoins	Traités 5 µg/ml	Traités 10 µg/ml
C14:0	2,14 ± 0,34 <b>a</b>	1,78 ± 0,33 <b>a</b>	2,00 ± 0,23 <b>a</b>
C16:0	10,46 ± 0,86 <b>a</b>	9,70 ± 0,51 <b>a</b>	9,13 ± 0,32 <b>a</b>
C18:0	11,78 ± 0,8 <b>a</b>	7,31 ± 0,88 <b>b</b>	7,82 ± 0,44 <b>b</b>
C14:1	0,49 ± 0,04 <b>a</b>	0,44 ± 0,07 <b>a</b>	0,50 ± 0,04 <b>a</b>
C16:1	1,58 ± 0,15 <b>a</b>	1,23 ± 0,05 <b>b</b>	1,29 ± 0,02 <b>b</b>
C18:1	19,52 ± 0,44 <b>a</b>	14,89 ± 0,36 <b>b</b>	14,96 ± 0,26 <b>b</b>
C20:1	2,82 ± 0,24 <b>a</b>	1,19 ± 0,12 <b>b</b>	1,40 ± 0,28 <b>b</b>
C18:2n-6	14,40 ± 0,71 <b>a</b>	13,88 ± 0,87 <b>a</b>	12,42 ± 0,86 <b>a</b>
C18:3n-3	9,03 ± 0,78 <b>a</b>	5,62 ± 0,42 <b>b</b>	5,75 ± 0,72 <b>b</b>
C20:2n-6	7,61 ± 0,41 <b>a</b>	7,70 ± 1,19 <b>a</b>	7,10 ± 0,29 <b>a</b>
C20:3n-6	2,07 ± 0,21 <b>a</b>	1,51 ± 0,14 <b>b</b>	1,81 ± 0,14 <b>ab</b>
C20:4n-6	17,60 ± 0,64 <b>a</b>	13,28 ± 0,57 <b>ab</b>	9,60 ± 0,88 <b>b</b>
C20:5n-3	0,90 ± 0,15 <b>a</b>	0,84 ± 0,19 <b>a</b>	0,70 ± 0,07 <b>a</b>
C22:4n-6	3,75 ± 0,26 <b>a</b>	1,30 ± 0,24 <b>b</b>	1,66 ± 0,26 <b>b</b>
C22:5n-3	0,44 ± 0,09 <b>a</b>	0,46 ± 0,07 <b>a</b>	0,42 ± 0,04 <b>a</b>
C22:5n-6	0,68 ± 0,07 <b>a</b>	0,51 ± 0,08 <b>a</b>	0,45 ± 0,07 <b>a</b>

Les moyennes suivies d'une même lettre en minuscule ne sont pas significativement différentes ( $p > 0,05$ ) entre les séries témoins et traitées.



**Figure 39.** Effet de l'Oberon administré par application topique à deux concentrations létales (CL<sub>50</sub> à 5 et 10 µg/ml) sur les taux des acides gras (%) déterminés au niveau de l'hépatopancréas des adultes de *Cornu aspersum* (m ± SEM, n= 10).



# *DISCUSSION*







## 4. DISCUSSION

Le sol est un milieu vivant et fragile, qui abrite d'intenses échanges et transformations biologiques et physico-chimiques. Il est à ce titre une interface biologique et géochimique déterminante dans le maintien du fonctionnement des écosystèmes (Robert, 1996). Le sol, bien que pouvant être restauré et plus ou moins reconstitué, reste une ressource non renouvelable en raison de la longue période nécessaire au processus de sa formation. Cette propriété le rend particulièrement sensible aux agressions anthropiques. Ainsi, sa dynamique peut être accélérée ou modifiée par les activités humaines qui utilisent de manière non raisonnée les multiples fonctions du sol. Les pratiques agricoles, les opérations de génie civil, les déchets solides, la déforestation, les pollutions organiques et chimiques, sont autant d'activités qui conduisent à une modification durable des propriétés du sol et dégradent sa qualité (Gros *et al.*, 2002).

Le sol doit être protégé en tant que ressource naturelle car il contient des substances essentielles au maintien des écosystèmes et des populations humaines, telles que les nutriments, les minéraux, l'eau et les éléments traces. Il est donc un des constituants le plus important pour la satisfaction des besoins fondamentaux des êtres humains (Tatiana *et al.*, 2009). De plus, il agit comme tampon lors du transport de substances polluantes entre l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère. Par ailleurs, le sol peut servir de réservoir pour les substances polluantes en accumulant et concentrant ces substances à des niveaux largement supérieurs aux concentrations retrouvées dans l'eau interstitielle. Un suivi régulier de la qualité des sols est donc nécessaire pour préserver sa qualité, augmenter sa productivité agricole et protéger sa biodiversité faunistique et floristique ; l'évaluation de cette qualité peut être réalisée par la mesure d'indicateurs qui correspondent à des propriétés physiques, chimiques et biologiques dans le cadre de programmes spécifiques de biosurveillance (Anup *et al.*, 2019).

### 4.1. Paramètres physico-chimiques des sols

Les propriétés physico-chimiques du sol comprennent les minéraux, les matières organiques, l'eau, l'air et bien d'autres éléments, qui déterminent la qualité du sol (Naga *et al.*, 2017). Ces paramètres déterminent aussi dans quelle mesure le sol filtre les contaminants / polluants résiduels avant qu'ils n'atteignent la nappe phréatique (Keesstra *et al.*, 2012). En effet, pour un sol donné, ses propriétés physico-chimiques dépendent de l'historique de la formation du sol et peuvent être substantiellement modifiées par l'intervention humaine. Une bonne





compréhension des caractéristiques du sol et une interprétation adéquate de ses propriétés physico-chimiques permettent une bonne gestion des sols (Towhid, 2012).

Parmi les paramètres physico-chimiques du sol se trouve le  $pH_{eau}$  qui mesure l'acidité et l'alcalinité d'un sol, représentant ainsi la concentration en ions  $H^+$  dans la solution du sol. Le  $pH_{eau}$  est un indice clé des paramètres du sol, considéré comme l'une des principales variables influençant les autres propriétés du sol. En outre, le  $pH_{KCl}$  correspondant à la concentration en hydrogène  $H^+$  du sol obtenu après ajout de KCl, a pour effet de chasser les  $H^+$  fixés sur les particules du sol, ce qui permet de déterminer l'acidité totale ou acidité de réserve du sol (Hammadi *et al.*, 2018). Des études ont montré que le pH du sol peut influencer dans une large mesure le rendement des cultures, la libération d'éléments nutritifs et l'activité microbienne du sol. Cependant, certains éléments nutritifs deviennent indisponibles si le pH du sol reste dans des conditions extrêmement acides ou alcalines (Dinon *et al.*, 2008).

Nos résultats concernant le pH déterminé au niveau des sols de nos quatre sites d'étude, indiquent que les sols des sites d'El Kala et El Hadjar sont des sols alcalins (7,25 – 8,5) durant les quatre saisons. Tandis que, les sols d'El Tarf et Bouteldja sont des sols neutre (6,75 – 7,25) durant l'hiver, le printemps et l'automne, et alcalins (7,25 – 8,5) durant l'été. De nombreuses études ont indiqué que la température et les précipitations sont des facteurs importants qui contrôlent la variation du  $pH_{eau}$  du sol (Brady *et al.*, 2002). En effet, ils indiquent des réponses très variables en fonction des saisons et des propriétés initiales du sol et de l'écosystème (Zdenko *et al.*, 2013). Des fluctuations diurnes allant jusqu'à une unité de pH peuvent survenir, ainsi que des variations d'une saison à l'autre. En effet, pendant les saisons où les précipitations sont faibles à modérées, les sels ne sont pas éliminés par percolation profonde; ainsi l'augmentation des sels a tendance à réduire le pH en forçant davantage d'ions  $H^+$  échangeables dans la solution du sol. À l'inverse, pendant les saisons humides, les sels sont dilués / éliminés et le pH augmente (Rengel, 2002).

En raison des effets néfastes de l'accumulation des sels dans les zones racinaires du sol, il est indispensable de déterminer sa conductivité électrique, qui est une mesure de la quantité d'ions présents et qui pourraient se dissoudre en présence d'eau. Il s'agit d'une propriété chimique cruciale du sol à mesurer et à surveiller (Shmulik, 2005). Les résultats de la conductivité électrique mesurée au niveau des sols des quatre sites d'étude durant les quatre saisons de l'année 2016, montrent que les sols d'El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar ne sont pas salés (0 – 0,6) durant toute la période d'étude. Différents paramètres contrôlent les





variations de la conductivité électrique dont les changements de température, les teneurs variables en eau dans le sol en raison des précipitations ou des changements des niveaux des eaux souterraines et elle est aussi liée à la concentration et à la nature des substances dissoutes (Arno *et al.*, 2004).

L'humidité hygroscopique représente la quantité d'eau que peut retenir un sol soumis aux conditions naturelles d'assèchement (Godin, 1984; Lazaridou-Dimitriadou et Saunders, 1986). En effet, l'humidité hygroscopique provient de l'humidité atmosphérique et forme une mince couche autour des particules du sol. Concernant les résultats de l'humidité hygroscopique, nos données ont montré des valeurs qui varient entre 4,96 et 7,44 %, où le site d'El Kala présente une hygrométrie élevée, alors que, celui d'El Hadjar une humidité faible comparativement aux autres sites. Cette variabilité varie beaucoup en fonction de la porosité et la texture du sol (Al-Yaari *et al.*, 2014). De plus, d'autres facteurs peuvent également contrôlés ces variations dont les précipitations et l'évaporation (Zahi, 2014).

La porosité du sol est l'écart entre les particules solides, qui contiennent de l'eau et de l'air. L'espace poreux contient et contrôle la plupart des fonctions du sol. Ce n'est pas seulement la quantité totale d'espace des pores qui est importante, mais la distribution de taille des pores et la continuité entre eux qui déterminent la fonction et le comportement du sol (Zhang *et al.*, 2019). Cependant, les résultats de la porosité montrent que tous les sols des sites d'étude présentent une faible porosité ( $15\% < \text{Porosité} < 40\%$ ). Il a été rapporté que la porosité du sol est fortement liée à la concentration en matière organique du sol dont l'augmentation entraîne l'augmentation de la porosité (Kay et Vanden Bygaart, 2002).

La teneur en matière organique est sans doute la propriété la plus importante d'un sol, influençant sa structure, sa capacité de rétention d'eau, sa stabilité, le stockage et le renouvellement des nutriments et sa capacité de rétention d'oxygène ; propriétés qui sont fondamentales pour maintenir et améliorer la qualité d'un sol (Bullock *et al.*, 2005). De plus, le taux de carbone organique est l'un des paramètres essentiels pour déterminer la productivité et la fertilité des sols. Il détermine la résistance du sol à la décomposition microbienne selon sa structure chimique et son association avec les minéraux du sol (Bationo, 2007). À propos des taux en carbone et matière organiques, nos résultats montrent que le site d'El Kala est un sol riche en ces éléments. Alors que, le site d'El Hadjar est un sol pauvre en matière organique. La teneur en matière organique des sols résulte de l'accumulation et la décomposition des débris végétaux et animaux. Plusieurs facteurs contrôlent ces variations, dont la végétation, le climat,







la texture, le type pédologique, le pH, la biodiversité du sol, ainsi que la pollution (Kononova, 1966).

Le calcaire total est un des composants hérités du sol, éventuellement légèrement modifiable par apports naturels ou massifs et répétés d'amendements. Il peut être soit d'origine chimique grâce à la précipitation de carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ), soit d'origine organique apporté par les fragments de squelettes ou de coquilles calcaires des œufs d'oiseaux ou des mollusques. La présence de calcaire confère au sol des caractéristiques spécifiques en termes de comportement physique et chimique et influe sur son activité biologique. Tandis que, le calcaire actif est la fraction du calcaire total susceptible de se dissoudre facilement et rapidement dans la solution du sol (Taalab *et al.*, 2019). Concernant les taux de calcaire total et actif, nos résultats montrent que les sols des quatre sites sont modérément calcaires. Les sols calcaires contiennent des niveaux élevés de carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ) qui affectent les propriétés du sol liées à la croissance des plantes, telles que les relations sol-eau et la disponibilité des nutriments des plantes (Marschner, 1995). De plus, la présence du calcaire dans le sol joue un rôle important dans les équilibres ioniques et la formation de la coquille des escargots (Konrad *et al.*, 2004). Un taux élevé en calcaire est en rapport avec la nature du  $\text{pH}_{\text{eau}}$  du sol, la matière organique (Duchaufour, 1989) et la porosité (Duthil, 1971).

Le phosphore du sol est un élément essentiel pour toutes les formes de vie, c'est un nutriment important pour le rendement des cultures, cependant le phosphore est présent dans le sol sous forme minérale et organique (Daly *et al.*, 2015). Le suivi saisonnier de la variation du phosphore révèle que le site d'El Hadjar possède un sol riche en ce composé comparativement aux trois autres sites durant les quatre saisons de l'année. La variation de ce composé est influencée par plusieurs processus tels que l'altération, la dissolution, la minéralisation et la désorption qui augmentent sa disponibilité dans le sol. Alors que, l'adsorption, la précipitation, le ruissellement et l'érosion diminuent la disponibilité du phosphore (Devau *et al.*, 2009).

En résumé, les analyses physico-chimiques des sols ( $\text{pH}_{\text{eau}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , conductivité électrique, porosité, humidité hygroscopique, taux de carbone, matière organique, calcaire total, calcaire actif, phosphore) des quatre sites d'étude révèlent des sols neutres à légèrement alcalins et non salés. De plus, ces sols présentent une faible porosité et une humidité hygrométrique élevée. Les résultats montrent également que le site d'El Kala est riche en carbone et en matière organique comparativement aux autres sites. Selon les taux de calcaire, les sols sont considérés comme modérément calcaires, alors que les résultats du phosphore révèlent que le site d'El





Hadjar possède un sol riche en ce composé. De plus, un effet saison a été observé en relation étroite avec les conditions abiotiques des saisons.

Une étude antérieure réalisée au niveau des mêmes sites par Larba (2014), a signalé que les sols d'El Kala, El Tarf, Bouteldja et El Hadjar sont des sols alcalins (7,25 – 8,5) pendant les saisons printanière et hivernale de l'année 2011, par contre durant les périodes estivale et automnale de la même année les sols sont neutres (6,75 – 7,25). Pour le taux en matière organique, le site d'El Kala a une teneur plus élevée comparativement aux autres sites. De plus ces résultats ont révélé que tous les sites sont riches en calcaire (> 30 %). Une autre étude faite en 2012 dans le Nord-Est Algérien montre que le sol d'El Kala est un sol très alcalin (> 8,5) et les sols d'El Tarf et El Hadjar sont des sols alcalins (7,25 – 8,5). Concernant les taux en matière organique, le sol du site d'El Kala présente un sol riche en matière organique, alors que, le taux le plus faible a été enregistré au niveau du site d'El Hadjar. Ces mêmes résultats ont révélé que ces sols sont des sols calcaires (Ourfella, 2012). Nos résultats montrent que le site d'El Kala, site écologique de référence, présente un sol de meilleure qualité riche en composés physico-chimiques indispensables au bon fonctionnement d'un sol. Cependant, le site d'El Hadjar qui subit une pollution d'origine industrielle provenant d'un des plus grand complexe sidérurgique en Afrique, présente un sol pauvre en ces éléments révélant une dégradation de la qualité du sol de ce site due à une pollution métallique mise en évidence par les travaux antérieurs de Larba et Soltani (2014). Alors que, les sites d'El Tarf et Bouteldja soumis à des activités d'origine urbaine et agricole, présentent des sols plus au moins de meilleure qualité que le site d'El Hadjar.

#### 4.2. Inventaire et biodiversité des Gastéropodes Pulmonés terrestres

L'analyse de la biodiversité, constitue un domaine principal de l'écologie, c'est aussi le fondement de tout développement durable. Néanmoins, ces dernières années, la biodiversité est principalement menacée par des activités anthropiques telles que la démographie, la technologie et la pollution. Ces facteurs contribuent à la dégradation des écosystèmes notamment terrestre et la disparition des espèces végétales et animales (Belhiouanil *et al.*, 2019). En effet, le sol est un habitat pour une grande variété d'organismes vivants qui contribuent énormément à la biodiversité mondiale (Orgiazzi *et al.*, 2016), mais il reste fortement menacé par les activités humaines. Une détérioration ou une perte d'une ou de plusieurs fonctions du sol peut entraîner un déclin de sa biodiversité et la réduction de ses formes de vie à la fois en termes de quantité et de variété (Tibbett *et al.*, 2019). Cependant, la





biodiversité du sol est fondamentale pour les écosystèmes, assurant de nombreuses fonctions écosystémiques, telles que le cycle des nutriments, la décomposition de la matière organique, la formation du sol et l'augmentation du taux de carbone organique (Plewa *et al.*, 2017). En raison de ces rôles, il est nécessaire d'étudier et de comprendre comment la biodiversité des sols est composée à travers différents habitats (Rota *et al.*, 2020).

La connaissance des schémas de répartition des espèces est une clé importante pour identifier les points chauds de la biodiversité et prioriser la planification de la gestion pour la conservation (Sarkar *et al.*, 2006; Millspaugh et Thompson, 2009; Naro-Maciel *et al.*, 2009). Parallèlement, les facteurs environnementaux et physico-chimiques des sols qui influent sur la répartition des espèces sont des indicateurs clés pour la compréhension des processus qui régissent leur distribution et d'anticiper les changements liés aux perturbations naturelles ou anthropiques (Kimberling *et al.*, 2001; Andersen *et al.*, 2004; Douglas *et al.*, 2013). Pour les écosystèmes terrestres, ces connaissances sont malheureusement biaisées en faveur des taxons vertébrés et de certains groupes d'hexapodes (Solem 1984; Ward et Larivière 2004; McGeoch *et al.*, 2011). Pour d'autres taxons tels que les Mollusques Gastéropodes terrestres, même si ils sont des éléments importants de la biodiversité des sols, l'information reste incomplète dans la plupart des régions géographiques (Cameron et Killeen 2003; la Hollande et Cowie, 2009). C'est probablement pour cette raison que de nombreux invertébrés terrestres sont à peine évalués dans les listes rouges de conservation locales et mondiales (IUCN, 2013). Pourtant, les invertébrés du sol constituent le groupe animal le plus abondant et le plus différencié (Prather *et al.*, 2013).

L'inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres effectué au niveau de nos quatre sites durant l'année 2016, révèle respectivement la présence de 12 espèces à El Kala, 11 à El Tarf, 10 à Bouteldja et 9 espèces à El Hadjar, réparties en 5 super-familles, 6 familles, 7 sous-familles et 12 genres et espèces dont 10 escargots et 2 limaces. La super famille la plus représentée est celle des Helicoidea avec 2 familles (Helicidae, Geomitridae) et 3 sous-familles (Helicinae, Geomitrinae, Helicellinae), regroupant 7 genres et espèces dont 5 appartenant à la famille des Helicidae et la sous-famille des Helicinae qui sont *Cornu aspersum*, *Cantareus apertus*, *Massylaea constantina*, *Otala lactea* et *Theba pisana*. La famille des Geomitridae est représentée respectivement par l'espèce *Cochlicella barbara* appartenant à la sous-famille des Geomitrinae et *Trochoidea elegans* de la sous-famille des Helicellinae. Le reste des escargots est représenté par 3 genres et espèces dont *Zebrina detrita* appartenant à la super-famille des Pupilloidea, la famille Enidae et la sous-famille Eninae ; *Rumina decollata* de la sous-famille





Rumininae, famille Achatinidae et super-famille Achatinoidea ; et enfin l'espèce *Poiretia cornea* appartenant respectivement à la sous-famille Euglandininae, la famille Spiraxidae et la super-famille Oleacinoidea. Les espèces de limace inventoriées sont au nombre de 2 et appartiennent au même genre *Milax*, qui sont *gagates* et *nigricans* ; ces espèces sont classées dans la super-famille Parmacelloidea, la famille Milacidae et la sous-famille des Milacinae.

Notre étude a révélé également une dominance de l'espèce *C. aspersum* suivie de *C. apertus* dans les quatre sites d'étude avec des pourcentages élevés. Cependant, nous avons observé la disparition de l'espèce *T. elegans* au niveau du site d'El Tarf et les espèces *T. elegans* et *Z. detrita* au niveau du site de Bouteldja. Alors que, pour le site d'El Hadjar se sont les espèces *T. elegans*, *O. lactea* et *M. nigricans* qui sont absentes. De plus, les résultats obtenus montrent que le site d'El Kala qui présente les meilleurs taux de carbone, de matière organique et de calcaire, est le site le plus diversifié en termes d'espèces de gastéropodes pulmonés (12 espèces). Alors que, le site d'El Hadjar, présentant un sol pauvre en ces éléments ne dénombre que 9 espèces. Ceci démontre que la qualité du sol peut influencer la biodiversité des gastéropodes pulmonés terrestres et que les propriétés physico-chimiques du sol sont corrélées positivement avec la biodiversité de ces sols.

Un inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres réalisé pendant l'année 2019 au niveau de différents sites dans le Nord-Est de l'Algérie (El-Hadjar, Annaba, Djebel Hamimat, Oum-El-Bouagh et B'kira, Ibn Ziad, Ibn Badis de Constantine) a révélé la présence de 11 espèces appartenant à 6 familles de Mollusques (Helicidae, Hygromiidae, Sphincterochilidae, Achatinidae, Enidae et Pomatiidae) (Belhiouanil *et al.*, 2019). Une étude faite en 2012 au niveau d'Annaba, El Hadjar, Guelma, El Tarf et El Kala a signalé la présence de 14 espèces réparties en 8 familles (Ourfella, 2012). Larba (2014) a montré lors d'un inventaire effectué en 2010 dans nos quatre sites d'étude en plus des sites de Ben M'Hidi et Sidi Kaçi, l'existence de 14 espèces dont 12 sont des escargots et 2 des limaces réparties en 5 familles. La famille Milacidae avec 2 espèces de limaces *M. gagates* et *M. nigricans*. La famille Helicidae répartie en 2 sous-familles dont la sous-famille Helicinae regroupant 6 espèces dont *H. aspersa*, *H. aperta*, *Macularia jourdaniana*, *Macularia hieroglyphicula*, *Archelix punctata* et *Euparypha pisana*; et la sous-famille Helicellinae qui regroupe 2 espèces, *Helicella virgata* et *Helicella elegans*. *Cochlicella barbara* de la sous-famille Geomitrinae La famille Subulinidae avec *R. decollata* ; la famille Ferussaciidae avec une seule espèce *Ferussacia folicus* et enfin la famille Enidae représentée par *Chondrula tridens*.





Une étude malacologique menée dans la région de Tlemcen (Nord-Ouest Algérien) a rapporté la présence de 8 espèces en 2005 (Damerdji *et al.*, 2005) et 12 espèces en 2008 (Damerdji, 2008). Heiba *et al.* (2018) ont signalé la présence de 10 espèces de Gastéropodes terrestres appartenant à trois familles suite à un inventaire effectué dans quelques régions situées au nord de l'Égypte. Hotopp *et al.* (2008), ont inventorié 66 espèces dans l'Ouest de la Virginie aux Etats-Unis, et Kebapci (2008) a observé 36 espèces d'escargots natifs et introduits dans un site urbain en Turquie. Ondina *et al.* (2004) ont recensé 15857 individus de Gastéropodes Pulmonés terrestres appartenant à 11 familles dans le Nord-Ouest de l'Espagne.

### 4.3. Indices écologiques

La perte de biodiversité est devenue une préoccupation mondiale à mesure que les preuves s'accumulent qu'elle affectera négativement les services écosystémiques dont dépend la société. Jusqu'à présent, la plupart des études se sont concentrées sur les conséquences écologiques de la perte de la biodiversité aérienne ; pourtant une grande partie de la biodiversité de la Terre est littéralement cachée sous terre (Fraixedas *et al.*, 2020). En effet, il a été estimé que 1 g de sol contient jusqu'à 1 milliard de cellules composées de dizaines de milliers de taxons, avec un large éventail d'Acariens, Nématodes, Vers de terre, Arthropodes et Gastéropodes (Bardgett, 2005; Roesch *et al.*, 2007). Cette diversité vaste et cachée contribue à la biomasse terrestre totale et est intimement liée à la biodiversité aérienne (Wardle *et al.*, 2004; Fierer, 2009). De nombreux chercheurs ont constaté que la réduction de l'abondance et de la présence d'organismes du sol entraîne le déclin de multiples fonctions de l'écosystème, y compris la diversité des plantes et le cycle et la rétention des nutriments. Cela suggère que la biodiversité du sol est une ressource clé pour maintenir le fonctionnement des écosystèmes (Wagg *et al.*, 2014).

La diversité des espèces est largement utilisée dans le suivi des changements écologiques et est souvent utilisée sous la forme d'un indice, cependant, le besoin de mesurer les changements de biodiversité a favorisé le développement d'une batterie d'indices écologiques. Ces indices sont des paramètres qui sont fréquemment utilisés pour obtenir des informations sur l'état des communautés végétales ou animales, leur viabilité ou leur évolution dans le temps (Fedor et Spellerberg, 2013). En effet, parmi les indices écologiques de composition se trouve la richesse totale qui est le nombre d'espèces que compte un peuplement considéré dans un écosystème donné (Ramade, 1984), et l'abondance qui est le nombre total d'individus collectés par espèce (Blondel, 1975). Alors que, la fréquence centésimale est le pourcentage des individus





d'une espèce par rapport au total des individus de toutes espèces confondues (Dajoz, 1971). La constance désigne quant à elle le degré de fréquence avec lequel une espèce d'une biocénose donnée se rencontre dans les échantillons de cette dernière (Ramade, 2008), appelée aussi fréquence d'apparition ou fréquence d'occurrence, elle est calculée par le rapport du nombre de relevés contenant l'espèce étudiée en fonction du nombre total de relevés, et exprimée en pourcentage (Dajoz, 2006).

Les résultats de la richesse totale obtenus durant notre étude révèlent que le site d'El Kala est le site le plus riche avec 12 espèces, suivi par les sites d'El Tarf et Bouteldja avec 11 et 10 espèces respectivement. Alors que, le site d'El Hadjar enregistre la présence de 9 espèces seulement. Nous avons recensé au total 3534 individus de gastéropodes pulmonés terrestres répartis en 1054 individus à El Kala, 874 à El Tarf, et le même nombre à Bouteldja (874), et 732 individus à El Hadjar. Parmi ces espèces, c'est l'escargot *C. aspersum* qui enregistre la plus forte abondance dans tous les sites d'étude suivi par *C. apertus*. Concernant les résultats de la fréquence d'occurrence des espèces de Gastéropodes terrestres inventoriées au niveau des quatre sites d'étude durant l'année 2016, nos données révèlent que l'espèce *C. aspersum* est omniprésente dans tous les sites d'étude (100%), alors que l'espèce *C. apertus* est omniprésente (100%) au niveau du site d'El Kala et El Hadjar et constante au niveau d'El Tarf et Bouteldja ( $75 \% \leq C < 100 \%$ ). Le reste des espèces sont classées généralement comme des espèces constantes à régulières au niveau des quatre sites d'étude ( $50 \% \leq C < 75 \%$ ). À propos des résultats de la fréquence centésimale des espèces de Gastéropodes terrestres montrent que toutes les espèces sont classées comme espèces très rares au niveau de nos sites d'étude durant l'année 2016 ( $\leq 25 \%$  de relevés). De plus, on a constaté la disparition de certaines espèces selon les sites plus marquée à El Hadjar.

Les indices de structure englobent l'indice de Shannon, qui est un indice largement utilisé pour comparer la diversité entre divers habitats (Clarke et Warwick, 2001), et il est sensible aux variations d'importance des espèces rares (Peet, 1974). Une valeur élevée de cet indice correspond à un peuplement riche en espèces, dont la distribution d'abondance est équilibrée. A l'inverse, une valeur faible de cet indice correspond soit à un peuplement caractérisé par un nombre d'espèces faible pour un nombre d'individus élevé, soit à un peuplement dans lequel il y'a une espèce dominante (Dajoz, 2006). Un autre indice de structure qui est l'indice de diversité de Simpson mesure la probabilité pour que deux individus tirés au hasard dans un peuplement donné soient de la même espèce (Dajoz, 2006). Il s'agit d'un indice sensible aux







variations d'importance des espèces plus abondantes (Peet, 1974) ; il atteint sa valeur maximale dans des peuplements monospécifiques et sa valeur minimale lorsque toutes les espèces ont la même dominance (Siddique *et al.*, 2010). Cet indice est moins sensible à la richesse et plus sensible à la régularité (Colwell, 2009). Enfin, l'indice d'équitabilité mesure le degré de diversité atteint par un peuplement par rapport à sa valeur maximale et permet de comparer deux groupements qui n'ont pas le même nombre d'espèces. L'utilisation de ces trois indices de manière concomitante permet une étude plus complète des informations concernant la structure des communautés (Grall et Coïc, 2005).

La diversité de Shannon du peuplement des Gastéropodes terrestres mesurée au niveau de nos quatre sites durant l'année 2016, montre une valeur maximale au niveau du site d'El Kala comparativement aux autres sites ce qui révèlent que le peuplement du site El Kala (3,49 Bit) est riche en espèces, dont la distribution d'abondance est équilibrée. Cependant, la valeur la plus faible est enregistrée au niveau du site d'El Hadjar (3,03 Bit) ce qui correspond soit à un peuplement caractérisé par un nombre d'espèces faible pour un nombre d'individus élevé, soit à un peuplement dans lequel il y'a une espèce dominante. En effet, l'indice de Simpson calculé au niveau des quatre sites montre une diversité plus importante au niveau du site d'El Kala avec une valeur minimale de 0,10 qui tend plus vers le zéro (0), comparativement aux trois autres sites qui affichent un indice de Simpson de 0,11 à El Tarf et Bouteldja ; et 0,14 à El Hadjar. Les résultats de l'équitabilité varient entre 0,97 à El Kala et à El Tarf, et 0,98 et 0,96 à Bouteldja et El Hadjar respectivement. Cela dénote d'une équirépartition des espèces et un équilibre des populations des gastéropodes pulmonés terrestres recensées au niveau des quatre sites d'étude.

Nos résultats sont en accord avec ceux de Larba (2014) qui a signalé que le site d'El Kala est plus riche en espèces malacologiques avec une richesse totale de 14 espèces, et que l'espèce *C. aspersum* est la plus fréquente et omniprésente dans nos quatre sites d'étude en plus des sites de Ben M'Hidi et Sidi Kaçi. De plus, il a enregistré que l'indice de Shannon le plus élevé est observé au niveau d'El Kala en période printanière (3,15 Bit), alors que, le plus faible est observé au niveau du site de Sidi Kaçi durant l'été (1,90 Bit). Ourfella (2012) a noté que la richesse totale n'est pas homogène au niveau des différents sites (Annaba, El Hadjar, Guelma, El Tarf et El Kala), elle varie de 9 à 14 espèces. Les espèces *C. barbara* et *C. aspersum* sont enregistrées comme des espèces constantes à régulières dans les sites d'étude. Concernant les indices de structure Ourfella (2012) a enregistré une valeur maximale de l'indice de Shannon





au niveau du site d'El Kala (2,98 Bit) comparativement aux autres sites, alors que, l'équitabilité tend vers 1 pour les sites El Kala (0,85) et El Tarf (0,89). D'après les données écologiques obtenues par [Belhiouanil et al. \(2019\)](#) au niveau de différents sites situés dans le Nord-Est de l'Algérie (El-Hadjar, Annaba, Djebel Hamimat, Oum-El-Bouagh et B'kira, Ibn Ziad, Ibn Badis de Constantine), indiquent que la richesse spécifique la plus faible est enregistrée au niveau du site d'El Hadjar (3) comparativement aux autres sites, et que l'espèce *C. aspersum* est une espèce omniprésente au niveau des différents sites. Les valeurs les plus élevées des indices de Shannon et Simpson ont été enregistrées au niveau du site Ibn Ziad (zone montagneuse) avec des valeurs respectives de 1,54 Bit et 0,76. Cependant, les valeurs les plus basses qui sont de 0,15 Bit pour l'indice Shannon et 0,23 pour l'indice de Simpson ont été enregistrées au Djebel Hamimat (zone minière). Une étude bioécologique de la faune malacologique menée dans la région de Tlemcen (Nord-Ouest Algérien) a révélé la présence de 9 espèces de Gastéropodes terrestres lors des prélèvements effectués de février à juin 2011 et que les 9 espèces malacologiques analysées sont accidentelles dont *C. aspersum*. Alors que, l'indice de Shannon varie entre 2,12 et 1,88 Bit, de plus, le résultat de l'équirépartition indique un équilibre entre les effectifs des différentes espèces présentes ([Damerdji et Meniri, 2014](#)).

#### 4.4. Croissance de *Cornu aspersum*

La croissance est un élément essentiel d'aptitude qui peut avoir un impact sur l'abondance et la distribution des populations naturelles ([Dimitriadis et al., 2012](#); [Rognstad et Hilbish, 2014](#)). La croissance varie d'une manière importante selon les espèces, leur distribution géographique, le climat, ainsi que les différences individuelles et génétiques et la qualité du milieu ([Beukema et al., 2014](#)). Elle est aussi considérée comme un paramètre indicateur de la pollution chez les organismes bioindicateurs tels que les escargots terrestres. En effet, les stades juvéniles et adultes de *C. aspersum* sont utilisés dans de nombreuses études écotoxicologiques de biosurveillance. En effet, un bioessai évaluant les effets des substances chimiques et des matrices contaminées sur la survie et la croissance des juvéniles de *C. aspersum* a été standardisé (ISO 15952:2006) ([Scheifler et al., 2006](#)). L'espèce *C. aspersum* a également permis de suivre les transferts de divers polluants (organiques, métalliques, radionucléides) dans les chaînes trophiques ([Gomot-de Vaufleury et Pihan, 2000](#); [Scheifler, 2002](#); [Scheifler et al., 2006](#); [Hispard et al., 2008](#)), ou encore d'évaluer les cinétiques de transfert milieu-escargot ([Gimbert et al., 2006, 2008](#)).





Les résultats concernant la croissance des juvéniles et des adultes de *C. aspersum* récoltés au niveau des sites d'étude montrent que les individus issus du site d'El Kala ont un poids et une taille plus importants comparativement aux individus des autres sites. Alors que, le site d'El Hadjar présente des individus plus petits, aussi bien chez les adultes que chez les juvéniles. Un effet saison a également été observé, plus marqué en hiver et en automne pour les adultes, et au printemps et en été pour les juvéniles. Ces résultats sont en accord avec ceux de Douafer (2010) qui a montré que les tailles maximales des Gastéropodes ont été enregistrées chez l'espèce *C. aspersum* récoltée au niveau d'El Kala comparativement à d'autres sites situés dans le Nord-Est Algérien. D'autres travaux dans ces mêmes sites ont révélé que l'espèce *C. aspersum* d'El Kala est la plus volumineuse (Laraba, 2014). Dans la région de Tlemcen, la taille des Gastéropodes est maximale en période hivernale (Damerdji, 2001, 2012). En effet, les variations biométriques chez les escargots terrestres dépendent de plusieurs facteurs biotiques et abiotiques tels que l'habitat, la saisonnalité, l'adaptation, la qualité nutritive du milieu mais également la dégradation et la contamination du sol (de Vaufleury et Gimbert, 2009).

De plus, nos résultats révèlent que la croissance est influencée par la qualité du sol, plus le sol est contaminé plus les individus de *C. aspersum* sont plus petits. C'est le cas du site d'El Hadjar soumis à une pollution métallique issue des activités d'un complexe sidérurgique. En effet, Grara *et al.* (2012) ont démontré une réduction du poids des individus et du diamètre des coquilles de *C. aspersum* exposés à plusieurs concentrations d'un mélange de poussière métallique issu du complexe sidérurgique d'El Hadjar. Gomot (1997) a démontré une inhibition de la croissance chez des escargots exposés à des doses croissantes de cadmium administré dans leur nourriture. Une réduction de la croissance a été également observée chez *C. aspersum* traité au Zn, Cu, Pb et Cd (Laskowski et Hopkin, 1995) et au Cd (Coourdassier *et al.*, 2002). Beeby *et al.* (2002) ont signalé une réduction du poids des coquilles des juvéniles de *C. aspersum* traités au plomb. Coourdassier (2001) a rapporté qu'un faible taux de calcium inhibe la croissance des coquilles chez quelques espèces d'escargots. Cet auteur a également rapporté une réduction du diamètre de la coquille de *C. aspersum* exposé à un pesticide organophosphoré le demethoate (Coourdassier *et al.*, 2001).

#### 4.5. Analyse multivariée de l'étude écologique

Au terme de notre étude écologique (paramètres physico-chimiques des sols, inventaire et biodiversité des Gastéropodes Pulmonés terrestres, croissance de l'espèce dominante *C. aspersum*), nous avons réalisé une analyse des relations et des corrélations pouvant exister entre





ces variables à travers l'application de plusieurs tests statistiques multivariés (ACP, AFC, analyse hiérarchique). Nos résultats ont révélé selon les sites une forte corrélation positive entre certains paramètres physico-chimiques des sols, essentiellement le carbone et la matière organique ainsi que l'humidité et le calcaire total et actif; et la diversité des espèces de Gastéropodes ainsi que la croissance des adultes et des juvéniles de *C. aspersum*. En effet, une classification hiérarchique des sites a été mise en évidence où le site d'El Kala qui présente les meilleures propriétés physico-chimiques du sol, est le site le plus diversifié en termes d'espèces de gastéropodes et les individus de *C. aspersum* de ce site présentent le meilleur rapport de croissance comparativement au reste des sites. En effet, le site d'El Kala est un site écologique protégé ce qui pourrait expliquer la qualité de son sol. Cependant, le site d'El Hadjar qui est exposé à une pollution industrielle importante d'origine métallique, apportée par le complexe sidérurgique, est un site qui présente un sol de moindre qualité avec un fort taux de phosphore. Cette contamination métallique mise en évidence par les travaux de [Larba et Soltani \(2014\)](#) contribue probablement à la détérioration des propriétés physico-chimiques de ce site dont les conséquences ont été mises en évidence par une biodiversité plus faible des Gastéropodes et des individus de *C. aspersum* plus petits comparativement aux autres sites. Les sites d'El Tarf et Bouteldja présentent quant à eux une similitude dans les réponses des différents paramètres étudiés les classant dans le même groupe, avec des sols de moindre qualité par rapport à El Kala. Ces sites sont plutôt exposés à une pollution d'origine agricole et urbaine.

De nombreux chercheurs ont signalé la relation étroite entre la biodiversité du sol et ses propriétés physico-chimiques, mais une grande variance résiduelle inexplicée est généralement signalée. Cela suggère qu'une exploration plus approfondie de la nature multidimensionnelle de ces interactions biotiques-abiotiques aidera à développer notre compréhension de la façon dont une combinaison de propriétés du sol stimule sa biodiversité ([Pino et al., 2019](#)). Cependant, les parallèles entre la biodiversité d'un sol et ses attributs physico-chimiques ont été reconnus mais pas suffisamment explorés dans de vastes environnements pédologiques. La biodiversité du sol joue un rôle essentiel dans le soutien de la fonctionnalité du sol car ses organismes vivant sont responsables des transformations biogéochimiques du sol ([Delgado-Baquerizo et al., 2016](#); [Peay et al., 2016](#); [Jansson et Hofmockel, 2018](#)). Par conséquent, la production alimentaire, le changement climatique, la persistance de la matière organique du sol et le stockage du carbone, dépendent des micro-organismes du sol et les interactions au sein de leur environnement ([Finkel et al., 2017](#); [Kuypers et al., 2018](#); [Malik et al., 2018](#)).





Des études ont noté que le pH et le calcium sont les facteurs les plus importants qui contrôlent la distribution des Gastéropodes (André, 1982 ; Hermida *et al.*, 1994, 2000). Funesto *et al.* (2017) ont révélé que les escargots terrestres ont tendance à préférer les sols alcalins. En effet, le pH du sol a une forte relation avec le calcium du sol. Cependant, les sols alcalins ont plus de calcium que les sols acides. Heiba *et al.* (2018) ont montré une corrélation positive entre les richesses en espèces de Gastéropodes terrestres et le  $pH_{eau}$ , la teneur en matière organique et les taux de calcaire. Des travaux en Angleterre (Cameron, 1973; Millar et Waite, 1999) et en Suède Walden (1981) ont montré une augmentation de 2 à 5 espèces de Gastéropodes terrestres par unité de pH. Burch (1955) a trouvé davantage d'escargots sur des sites où la matière organique était plus élevée. En effet, plus la teneur en matière organique est élevée, plus l'oxygénation et l'activité biologique du sol sont importantes (Hointink *et al.*, 1998). En outre, un sol ayant un état idéal d'activité biologique a une teneur en matière organique adéquate et des populations actives (Evanylo et Mcguinn, 2000).

Hany (2015) a constaté que la plupart des Gastéropodes terrestres ont été observés pendant les mois d'hiver et de printemps comparativement aux autres saisons en raison des conditions climatiques favorables, c'est-à-dire humidité appropriée du sol. De plus, Nunes et Santos (2012) ont suggéré que les escargots terrestres préfèrent les sols plus au moins humides, en effet, des conditions humides sont nécessaires pour la respiration et la reproduction des escargots terrestres (Coney *et al.*, 1982) et pour la production de mucus, qui est vital pour la locomotion (Cameron, 1970). Horsak *et al.* (2014) ont constaté que l'abondance et la diversité des escargots terrestres sont positivement corrélées à la disponibilité du carbonate de calcium. Schilthuizen (2003) a révélé que la distribution des Gastéropodes terrestres et la richesse en espèces étaient plus importantes au niveau des sites riches en calcium (Konrad-Martin, 2004). Les Gastéropodes terrestres dépendent fortement du calcium en tant que constituant majeur de leur corps (Pechenik, 2014). En plus d'être un composant de la coquille, le calcium est important dans le métabolisme des tissus et la reproduction (Baur *et al.*, 2009). Bien que les propriétés physicochimiques ne sont pas les seuls facteurs associés à la distribution des Gastéropodes terrestres, des études antérieures ont montré que les facteurs climatiques (Hermida *et al.*, 1994) et la végétation (Stamol, 1992; Ondina et Mato, 2001; Nekola, 2003) sont également connus pour être des propriétés importantes.

De plus, des travaux antérieurs ont montré que la nature et la composition chimique du sol influencent directement la taille des escargots terrestres et que certaines espèces présentent des tailles élevées sur les sols à texture fine et riches en fer et d'autres préfèrent les sols moins





argileux et donc moins humides (Mèmèl *et al.*, 2011). Stievenart et Hardouin (1990) ont montré qu'un sol de qualité est indispensable à la bonne croissance des escargots. Gomot *et al.* (1989) ont précisé que le sol apporte du carbonate de calcium et d'autres minéraux notamment le fer et le magnésium, ainsi que diverses substances présentes dans la matière organique. Ces éléments seraient des facteurs de stimulation de la croissance pondérale et coquillière (Ireland et Marigomez 1991; Otchoumou 2005). Peake (1978) a confirmé le rôle important du calcium dans la fécondité et la production d'œufs chez les Gastéropodes Pulmonés terrestres, ce minéral, en plus du fer, du magnésium, de l'iode et des acides aminés, jouerait également un grand rôle dans la formation de la coquille, la calcification et la taille des œufs, ainsi que la reproduction (Otchoumou 1991; Hotopp 2002; N'da *et al.*, 2004; Otchoumou *et al.*, 2005). De plus, les escargots exigent la présence de minéraux dans leur alimentation, en effet, il a été démontré que la chair de l'escargot renferme un certain nombre d'éléments minéraux, notamment le fer et l'iode (Zongo *et al.*, 1990; Aboua et Boka 1996; Codjia et Noumonvi, 2002).

#### **4.6. Biomarqueurs du stress environnemental**

La contamination chimique des écosystèmes terrestres est devenue de plus en plus récurrente car ces écosystèmes sont la cible de la plupart des polluants dérivés d'activités anthropiques tels que les pesticides, les métaux lourds, les hydrocarbures, les nanoparticules et autres. Ainsi, la protection de ces écosystèmes est devenue une préoccupation majeure des pouvoirs publics et des scientifiques qui se fait généralement au travers de programmes de biosurveillance basés sur la mesure de biomarqueurs chez des organismes bioindicateurs du milieu (Lionetto *et al.*, 2019). Parmi ces bioindicateurs, les Gastéropodes terrestres sont considérés comme d'excellents organismes sentinelles pour la surveillance biologique de la pollution de l'environnement terrestre, car ils ont la capacité d'accumuler des produits chimiques dans leurs tissus et présentent un grand potentiel pour évaluer les effets écologiques des polluants dans les écosystèmes terrestres. De plus, l'utilisation de biomarqueurs comme paramètres sensibles pour estimer l'exposition ou les effets résultants des produits chimiques a fait l'objet d'une attention considérable (Radwan *et al.*, 2020).

Les biomarqueurs de la pollution sont des éléments clés pour identifier divers problèmes, non seulement dans le domaine de la médecine et du diagnostic des maladies mais aussi dans le domaine de l'environnement (Lionetto *et al.*, 2019). L'utilisation de l'approche des biomarqueurs en écotoxicologie comme premiers signaux d'alerte sur les dommages causés à l'écosystème repose sur l'identification et la quantification de changements à l'échelle







moléculaire, biochimique, physiologique, génétique et cellulaire ; mais aussi à l'échelle de l'organisme entier et/ou de la population et la communauté (Kammenga *et al.*, 2000; Dallinger *et al.*, 2004). En effet, ces changements ont été observés en fonction de l'exposition de l'organisme en raison de la biodisponibilité et de la bioaccumulation de substances dans l'organisme et/ou de l'effet unique ou multi-toxiques sur les réponses de l'organisme (Dallinger *et al.*, 2004; Adedeji *et al.*, 2012). Cette approche utilisant différents types de biomarqueurs a été largement appliquée et validée dans des études en laboratoire et sur le terrain (McCarthy et Shugart, 1990; Van der Oost *et al.*, 2003).

Les biomarqueurs peuvent être classés en biomarqueurs d'exposition, d'effets et de sensibilité (Amiard-Triquet et Berthet, 2015). Le nombre et le type d'effets que les polluants environnementaux, normalement présents dans un mélange complexe dans l'environnement, peuvent exercer sur les organismes vivants sont très complexes et multiformes. Par conséquent, l'utilisation d'une approche multi-marqueurs est fortement recommandée en biosurveillance, permettant de produire des résultats qui intègrent la contribution des différentes voies et sources d'exposition (El-Gendy *et al.*, 2019; Radwan *et al.*, 2019). La sélection des réponses de biomarqueurs les plus pertinentes à inclure dans l'approche multimarqueurs en accord avec les objectifs de chaque programme de biosurveillance doit répondre à certains critères. Certains d'entre eux incluent la sensibilité du biomarqueur, sa réponse dépendante de la dose et du temps, sa mémoire biochimique (combien de temps après l'exposition dure la réponse) et sa variabilité naturelle (Hagger *et al.*, 2006). Aussi, l'inhibition ou l'induction des biomarqueurs est un bon outil environnemental pour évaluer l'exposition et les effets potentiels des xénobiotiques sur les organismes (Sturn *et al.*, 1999).

### 4.6.1. Activité spécifique de l'acétylcholinestérase

Le biomarqueur le plus évalué en réponse à des composés neurotoxiques est représenté par l'inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE). L'acétylcholinestérase (EC : 3.1.1.7) est une enzyme clé du système nerveux, catalysant l'hydrolyse du neurotransmetteur acétylcholine. Elle est connue pour être un site cible d'inhibition par les pesticides organophosphorés et carbamates. La surveillance de l'inhibition de l'AChE est largement utilisée comme biomarqueur de l'exposition aux organophosphorés et aux carbamates en milieu aquatique (Lionetto *et al.*, 2013) et terrestre (Calisi *et al.*, 2013). Aussi, il a récemment été démontré qu'un certain nombre de contaminants autres que les pesticides organophosphorés et carbamates, y compris les métaux traces, les détergents, les hydrocarbures et certains herbicides, exercent une







activité anticholinestérase. Par conséquent, l'inhibition de l'AChE apparaît comme un outil pertinent pour étudier les effets biologiques d'un mélange complexe de nombreux composés neurotoxiques (Lionetto *et al.*, 2019).

Les résultats obtenus après détermination de l'activité AChE chez *C. aspersum*, au niveau des quatre sites d'étude, durant les quatre saisons de l'année 2016, montrent une inhibition hautement significative chez les individus du site d'El Hadjar suivi des sites d'El Tarf et Bouteldja comparativement à ceux d'El Kala. Nos résultats sont en accord avec ceux de Larba et Soltani (2014) qui ont mis en évidence une inhibition des activités AChE chez *C. aspersum* en raison d'une pollution métallique déterminée au niveau de ces mêmes sites avec des valeurs élevées de Fe, Mn, Pb et Cd. En effet, le site d'El Hadjar est soumis à une pollution métallique provenant d'une usine sidérurgique. De plus, les sites de Bouteldja et El Tarf sont situés à proximité de terres agricoles qui génèrent une contamination par les pesticides et également à proximité d'une autoroute qui apporte une contamination atmosphérique déposée. En effet, Grara *et al.* (2012) ont rapporté une inhibition de l'AChE chez *C. aspersum* après traitement avec des poussières métalliques (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Mn, Fe) collectées sur le site d'El Hadjar. Nos résultats sont également en accord avec ceux de Douafer *et al.* (2020) qui ont rapporté une inhibition de l'AChE chez *C. aspersum* provenant de divers sites au Nord-Est Algérien (El Bouni, Sidi Amar, Nechmaya, Guelma) comparativement au parc nation d'El Kala pris comme site de référence.

Une inhibition de l'AChE en tant que biomarqueur de la neurotoxicité métallique a été signalée chez *C. apertus* exposé à plusieurs métaux (Mleiki *et al.*, 2015; 2017). Leomanni *et al.* (2016) ont également démontré dans leurs études sur *C. apertus* exposé au mercure une diminution de l'AChE. Les mêmes résultats ont été obtenus par Nmaduka *et al.* (2018) suggérant que l'escargot terrestre *Achatina achatina* exposé aux métaux lourds (As, Pb, Cu, Cr et Zn) a montré une diminution significative de l'AChE. D'autres auteurs ont rapporté l'inhibition de l'AChE dans le tube digestif de *C. aspersum* exposé au nickel (Zawisza Raszka *et al.*, 2010). L'action neurotoxique des pesticides par inhibition de l'AChE a également été rapportée chez *C. aspersum* après traitement par l'imidaclopride (Radwan et Mohamed, 2013). Coeurdassier *et al.* (2001) ont constaté que l'activité AChE chez *C. aspersum* est fortement inhibée par l'ingestion d'un pesticide organophosphoré (diméthoate) à différentes concentrations. Salama *et al.* (2005) ont démontré une inhibition de l'activité de l'AChE après exposition du Gastéropode *C. aspersum* aux insecticides carbofuran et imidaclopride. Une





inhibition de l'AChE a également été rapportée après une exposition de *C. aspersum* aux molluscicides carbamat, méthomyl et méthiocarbe (Essawy *et al.*, 2009) ; et également chez *C. apertus* exposé au Carbaryl (Leomanni *et al.*, 2015). Des bioessais de contamination avec l'Actara (Néonicotinoïde) sur *C. apertus* provenant de deux sites (El Kala, El Hadjar) ont révélé une inhibition de l'activité de l'AChE chez les individus d'El Hadjar (Hamdi-Ourfella *et Soltani*, 2014). Radwan *et al.* (1992) ont mis en évidence une inhibition de l'activité AChE après exposition du Gastéropode terrestre *T. pisana* aux pesticides (carbamates).

#### **4.6.2. Activité spécifique de la glutathion S-transférase**

Les glutathion S-transférases (EC : 2.5.1.18) représentent une famille d'enzymes multifonctionnelles, essentiellement cytosoliques. Ces enzymes sont impliquées dans de nombreux processus physiologiques parmi lesquels la détoxification de nombreux xénobiotiques (Lauterburg *et Mitchel*, 1981). En effet, la glutathion S-transférase est une enzyme du métabolisme de phase II qui catalyse, dans le cytosol, la réaction de conjugaison des xénobiotiques à caractère électrophile et de leurs métabolites avec un ligand endogène polaire qui est le glutathion (Habrig *et al.*, 1974). L'addition se fait soit directement sur les groupements fonctionnels du xénobiotique et dans ce cas, la molécule ne possède pas de fonction qui permet cette réaction, soit sur les groupements hydrophiles générés par l'action préalable des monooxygénases à cytochrome P450. La GST joue un rôle majeur dans la neutralisation et la détoxification de certains xénobiotiques en augmentant leur hydrosolubilité et en facilitant ainsi leur élimination (Van der Oost *et al.*, 2003).

Nos résultats révèlent une induction de l'activité GST chez les escargots provenant des sites d'El Hadjar, El Tarf et Bouteldja comparativement au site d'El Kala. L'augmentation de l'activité de la GST au niveau des sites considérés comme pollués est due à l'activation du processus naturel de détoxification des xénobiotiques. Cette induction de la GST a probablement été induite par la présence de plusieurs contaminants chimiques comme les métaux et les pesticides provenant des industries et des activités agricoles dans les sites pollués. De plus, ces activités polluantes peuvent avoir des apports diffus d'origine lointaine (poussières, aérosols) pouvant parcourir des centaines de kilomètres à partir de leur source avant de se déposer (Hopkin, 1989; Merian *et al.*, 2004) ou soit des apports ponctuels localisés d'origine proche liés aux activités industrielles de longue durée (Baize, 1997).





En accord avec nos résultats [Larba et Soltani \(2014\)](#) ont observé une induction de la GST chez les individus d'El Hadjar par rapport à d'autres sites moins pollués. Une induction du système de détoxification mise en évidence par une augmentation de l'activité de la GST a été rapportée chez l'escargot *C. apertus* traité avec un insecticide l'Actara ([Hamdi-Ourfella et Soltani, 2014](#)). Une activation de la GST a également été signalée chez *C. aspersum* exposé à l'imidaclopride ([Radwan et Mohamed, 2013](#)) et au nickel et au diazinon ([Zawisza-Raszka et al., 2010](#)). Une induction de la GST a également été observée chez les mêmes espèces prélevées sur des sites contaminés par le charbon ([de Souza et al., 2015](#)). Dans une étude de biosurveillance, l'induction de la GST a été observée chez l'escargot *C. aspersum* récolté dans des sites urbains pollués par les métaux lourds ([Abdel-Halim et al., 2013](#)). Aussi, [Sturba et al. \(2020\)](#) ont souligné une augmentation des GSTs chez les individus de *C. aspersum* qui sont prélevés à proximité d'un milieu industriel.

L'induction de l'activité des GSTs a également été abordée par plusieurs études menées sur certains Gastéropodes terrestres prélevés sur différents sites contaminés par divers polluants tels que *T. pisana* traité avec des doses sublétales de certains métaux (Cu, Pb, Zn) ([Radwan et al., 2010](#)) et des pesticides à base de cuivre ([El-Gendy et al., 2009](#)). [Boshoff et al. \(2015\)](#) ont rapporté une induction de la GST chez *Cepaea nemoralis* exposé à un sol contaminé par des métaux traces. Une augmentation de l'activité GST a également été signalée chez *Eobania vermiculata* prélevé sur des sites contaminés par des métaux et des pesticides ([El-Shenawy et al., 2012](#)); *Biomphalaria alexandrina* exposé à des engrais inorganiques ([El-Deeb et al., 2017](#)) et *C. apertus* exposé à des oligo-éléments métalliques ([Mleiki et al., 2017](#)). Certains travaux scientifiques ont étudié l'effet d'autres xénobiotiques sur l'activité GST des escargots terrestres. En effet, les GSTs de *T. pisana* ont été activées après une exposition à l'acrylamide pendant 14 jours ([Radwan et al., 2019](#)). De plus, la glande digestive de *C. aspersum* prélevée sur un site à fort trafic contenant des HAP a montré une augmentation significative de l'activité de la GST ([Regoli et al., 2006](#)). [Khene et al. \(2017\)](#) ont également observé une induction des GSTs chez *C. aspersum* traité avec des microparticules de dioxyde de titane (TiO<sub>2</sub>) et des nanoparticules de sélénure de cadmium (CdSe).

### 4.6.3. Taux des métallothionéines

Les métallothionéines (Mts) sont des protéines non enzymatiques de faibles poids moléculaire riches en cystéine, stables à la chaleur et sans acides aminés aromatiques. Ils peuvent se lier aux métaux lourds via le groupe thiol des résidus de cystéine ([Dallinger et al.,](#)





1989; Nordberg et Nordberg, 2009). L'induction des protéines de type métallothionéine est couramment utilisée comme biomarqueur potentiel pour détecter l'exposition aux métaux essentiels et non essentiels chez les vertébrés et les invertébrés (Dallinger, 1994; Palacios *et al.*, 2011). Ces protéines ont différentes fonctions biologiques qui jouent un rôle clé dans l'homéostasie des métaux essentiels et dans la détoxification des métaux non essentiels ou d'un excès de métaux essentiels (Dallinger *et al.*, 2004). En plus d'agir comme chélateurs de métaux, les Mts fonctionnent comme des piègeurs de radicaux libres ou comme des agents de protection contre le stress oxydatif (Cavaletto *et al.*, 2002). Les Mts jouent également un rôle important dans le système immunitaire par la régulation et le transport du zinc dans les espaces intercellulaires (Ruttkay-Nedecky *et al.*, 2013). Les métallothionéines sont souvent présentes sous forme d'isoformes multiples, les Gastéropodes terrestres, par exemple, possèdent trois isoformes de MT, dont deux (Cd-MT et Cu-MT) ont des caractéristiques de sélectivité pour ces métaux (Palacios *et al.*, 2011). La troisième isoforme est un MT non spécifique (Cd / CuMT) qui est exprimé de manière constitutive uniquement à de faibles niveaux basaux (Höckner *et al.*, 2011).

Les résultats du dosage des MTs au niveau de l'hépatopancréas de *C. aspersum* montrent un taux élevé des métallothionéines au niveau du site d'El Hadjar par rapport aux autres sites durant les quatre saisons de l'année 2016. De plus, nos résultats révèlent un gradient décroissant du taux de MTs comme suit El Hadjar > El Tarf > Bouteldja > El Kala. L'augmentation du taux de MTs à El Hadjar peut s'expliquer par une pollution provenant de la zone industrielle et ces activités métallurgiques. L'augmentation du taux de MTs au niveau d'El Tarf et Bouteldja est en rapport avec la direction des vents qui jouent un rôle dans le transport des polluants et des effets des engrais. Le parc national d'El Kala reste un site de moindre pollution.

Grara *et al.* (2012) et Larba et Soltani (2014) ont précédemment démontré une contamination métallique dans ces mêmes zones en raison des activités industrielles, en particulier la production métallique. Une augmentation des MTs après contamination métallique a été démontrée par Sturba *et al.* (2018) chez *C. aspersum* exposé au chlorure de cadmium (CdCl<sub>2</sub>) et Hispard *et al.* (2008) après exposition au cadmium. Regoli *et al.* (2006) ont enregistré l'induction des Mts chez *C. aspersum* après quatre semaines d'exposition à des sites à fort trafic automobile. Des teneurs en Mts mesurées chez les individus de *C. aspersum* collectés sur des sites pollués ont montré une augmentation des taux de Mts au niveau des glandes digestives par rapport aux escargots d'un site de référence (Abdel-Halim *et al.*, 2013). Une induction des MTs a été signalée chez les escargots terrestres *C. nemoralis* et *E.*





*vermiculata* des sites pollués par des métaux par rapport au site de référence (El-Shenawy *et al.*, 2012; Boshoff *et al.*, 2015). D'autre part, des teneurs élevées en métallothionéines ont été enregistrées chez *E. vermiculata* traité avec du Cd, Pb et Cu, ainsi que chez les escargots prélevés sur des sites expérimentaux par rapport à un site de référence (Itziou et Dimitriadis, 2011). D'autres études ont montré une augmentation des taux de MTs chez les escargots après une exposition à une pollution métallique comme *C. apertus* exposé au cadmium (Dallinger *et al.*, 2004) et au mercure (Leomanni *et al.*, 2016), *Helix pomatia* (Dallinger *et al.*, 2004), *Cepaea hortensis* (Dallinger *et al.*, 2004), *Arianta arbustorum* (Berger *et al.*, 1995), ainsi que des limaces du genre *Arion* exposées au Cadmium (Dallinger *et al.*, 1989; Dvorak *et al.*, 2018). El-Shenawy *et al.* (2012) ont décrit une corrélation positive entre la teneur en Pb dans l'hépatopancréas et les niveaux de Mts chez les escargots terrestres *E. vermiculata*, suggérant la capacité de l'organisme à accumuler des métaux sous une forme biologiquement active.

#### 4.6.4. Effet saison sur les biomarqueurs du stress environnemental

Les réponses physiologiques des escargots dépendent fortement des variations saisonnières, en particulier de l'humidité et de la température. En effet, les escargots terrestres vivent généralement dans des zones humides et semi-arides et subissent des cycles annuels d'estivation et d'hibernation. Ces deux processus physiologiques permettent aux escargots de faire face au changement climatique afin de survivre aux conditions extrêmes de froid et de chaleur (Nowakowska *et al.*, 2014; Staikou *et al.*, 2017). De plus, des études ont précédemment montré que les escargots peuvent moduler leur système de défense de manière saisonnière en réponse à des conditions abiotiques, telles que des températures et une humidité basses et élevées (Nowakowska *et al.*, 2010; Staikou *et al.*, 2016).

Nos résultats ont montré une inhibition de l'AcChE et une augmentation de la GST et des MTs plus marquées en été et au printemps comparativement à l'automne et l'hiver, cela peut s'expliquer par les conditions météorologiques et l'activité d'estivation et d'hibernation des escargots. Nous savons qu'une température élevée participe activement à la concentration de polluants dans l'environnement (Staikou *et al.*, 2017). Larba et Soltani (2014) ont démontré une inhibition de l'AcChE et une activation de la GST chez *C. aspersum* durant l'été par rapport à l'hiver. Douafer *et al.* (2020) ont également signalé une inhibition plus marquée durant la saison printanière comparativement à la saison hivernale et ce au niveau de tous les sites d'étude.

Nowakowska *et al.* (2014) ont démontré que *C. aspersum* augmente son activité GST en réponse à une estivation provoquée. En outre, l'expression du gène CdMT chez *H. pomatia* est







influencée par des conditions biotiques et abiotiques telles que l'appauvrissement en oxygène et la faim (Pedrini-Martha *et al.*, 2017). De plus, certains auteurs ont signalé une augmentation des enzymes antioxydantes lors de l'estivation chez l'escargot terrestre *C. aspersum* et chez l'escargot d'eau douce *Biomphalaria tenagophila* (Ferreira *et al.*, 2003; Ramos-Vasconcelos et Hermes-Lima, 2003). Staikou *et al.* (2016) ont rapporté qu'une diminution du métabolisme chez l'escargot *Cattania trizona olympica* est davantage observée à basse température en hiver.

#### 4.7. Effet de l'Oberon sur le profil lipidique hépatopancréatique

Le sol a la capacité de retenir divers polluants, tels que les métaux, les hydrocarbures et les pesticides contribuant ainsi à la contamination de l'écosystème et de la chaîne alimentaire, qui peut aussi potentiellement menacer la santé humaine (Riffaldi *et al.*, 2006). Parmi ces polluants les pesticides sont les contaminants les plus couramment retrouvés dans le sol. De nombreuses études s'accordent à dire que l'utilisation des pesticides chimiques en agriculture contribue à réduire les pertes des récoltes dues à l'infestation par des organismes nuisibles. En effet, on leur attribue de nombreux effets bénéfiques, notamment la protection des cultures, l'augmentation de la productivité agricole, ainsi que la prévention contre les maladies à transmission vectorielle (Sonal *et al.*, 2019). Cependant, l'usage de ces pesticides de manière prolongée, intensive, répétée et non spécifique a conduit non seulement au développement du phénomène de résistance chez les espèces cibles, mais aussi, à des effets toxiques sur les organismes non visés (Attademo *et al.*, 2016; Chao *et al.*, 2018). Comme prévu par Oberemok *et al.* (2015), en 2050, l'utilisation des pesticides en agriculture sera 2,7 fois plus importante qu'en 2000, ce qui entraînera probablement un danger croissant pour la santé des organismes et celle de l'homme (Wolejko *et al.*, 2020).

L'impact des pesticides sur la santé des sols est toujours un problème actuel et important, qui nécessite une surveillance constante. En effet, les pesticides appliqués sur le sol ont tendance à être un mélange de différentes substances actives. C'est pourquoi, il est difficile d'analyser leur influence sur l'activité biologique des sols (Wolejko *et al.*, 2020). Cependant, le sol agricole est un réservoir majeur de pesticides et une source secondaire de polluants pour l'eau et l'air (Hvězdová *et al.*, 2018). Certains pesticides dits conventionnels peuvent être stables et persistants dans le sol, ce qui a un impact négatif sur la qualité et la structure du sol (Hvězdová *et al.*, 2018; Sun *et al.*, 2018). Par conséquent, il est important d'évaluer les niveaux de ces pesticides persistants dans le sol pour maintenir les fonctions du sol et protéger les espèces non visées (Rongni *et al.*, 2020).





De par leurs modes d'action, les pesticides conventionnels longtemps utilisés ont eu un impact négatif plus ou moins important sur l'environnement et la santé des espèces non visées y compris l'homme (Samuel *et al.*, 2007). En effet, l'usage de ces pesticides conventionnels a provoqué non seulement des altérations dans l'environnement, mais aussi des perturbations au niveau de plusieurs systèmes physiologiques (croissance, reproduction, métabolisme) chez les organismes non visés (Gagné *et al.*, 1999). Ainsi, et pour toutes ses raisons des composés alternatifs aux pesticides conventionnels ont été développés, plus spécifiques, et moins toxiques vis à vis de l'environnement et des organismes non ciblés (Dhadialla *et al.*, 2005; Bruneton, 2009) tels que les biopesticides (Kilani-Morakchi *et al.*, 2017) et ceux dérivés des classes chimiques à mode d'action spécifique et sélectif appartenant à la famille des Kétoénols, dont le Spiromesifen (Marcic *et al.*, 2011).

Le Spiromesifen est un insecticide/acaricide de la nouvelle classe des acides tétroniques spirocycliques, très efficace contre certains ravageurs des cultures comme les aleurodes (mouches blanches), mais aussi contre les acariens (Bretschneider *et al.*, 2003; Nauen et Konanz, 2005). Il agit sur la synthèse lipidique en inhibant l'acétyl-CoA-carboxylase (Singh *et al.*, 2016) entraînant une diminution significative des lipides totaux (Ghanim et Ishaaya, 2011). Ce composé a été introduit au cours de ces dernières années dans plusieurs pays, y compris en Algérie, et est devenu un composé majeur pour contrôler les aleurodes et les acariens dans les programmes de gestion de la résistance (Kontsedalov *et al.*, 2009). En raison de sa sélectivité élevée, de sa bonne activité résiduelle, du risque minimal pour les pollinisateurs et les acariens prédateurs (Bielza *et al.*, 2005; Nicolaus *et al.*, 2015) combinés à un nouveau mode d'action, le spiromesifen est devenu une excellente alternative pour de nombreux programmes de lutte intégrée contre les ravageurs (Kodandaram *et al.*, 2016).

Cet insecticide/acaricide est efficace à tous les stades immatures y compris les œufs par contact et par ingestion (Dekeyser, 2005; Prabhaker *et al.*, 2008). Vu sa faible rémanence, le Spiromesifen est considéré comme un insecticide respectueux de l'environnement, en effet, Sharma *et al.*, (2007) ont révélé que la persistance du Spiromesifen dans le sol varie de nulle à modérée, selon les caractéristiques du sol; il est légèrement persistant dans l'eau et compte tenu de sa faible volatilité, les résidus du produit ne se trouvent pas dans l'air. Cette même équipe a indiqué également, que les résidus du Spiromesifen n'ont pas été détectés dans les échantillons de cultures et dans le sol après 15 jours de son application.







Les risques toxiques encourus par les organismes non visés inféodés au sol tels que les gastéropodes pulmonés dépendent de la dose et de la durée d'exposition aux pesticides, de l'importance des dommages physiologiques engendrés (diminution du taux de croissance, de reproduction, perturbation du métabolisme, ...etc.) et de la vitesse à laquelle l'organisme est capable de recouvrer son état d'origine, ou réversibilité, une fois le toxique éliminé, inactivé ou transformé (Van Straalen, 1994). En effet, les escargots de par leur mode de déplacement à la surface du sol, leur régime phytophage, leur cycle de vie intimement lié au sol (repos, abri, ponte, développement embryonnaire, hibernation, ...etc.), leur vaste répartition, la facilité de leur récolte et leur capacité importante de bioaccumulation, ont amené plusieurs chercheurs à les considérer, comme des bioindicateurs de la qualité des sols agricoles (Leomanni *et al.*, 2015). De plus, les escargots sont des espèces comestibles, par conséquent, ils jouent un rôle important dans le transfert des polluants vers des niveaux trophiques supérieurs (Regoli *et al.*, 2006). Ils sont aussi d'une grande valeur commerciale pour leurs bien faits rapportés en médecine et en cosmétologie (Ellijimi *et al.*, 2018). Parmi ces escargots, *C. aspersum*, une espèce comestible à haute valeur commerciale, a été largement utilisée dans les programmes de biosurveillance de la pollution des sols par les pesticides (Druart *et al.*, 2017).

### 4.7.1. Effet de l'Oberon sur les taux des lipides et du malondialdéhyde

Les lipides sont des biomolécules importantes impliquées dans une pléthore de processus biologiques, allant de la production et du stockage d'énergie (Fielding et Frayn, 2003) à l'assemblage et au fonctionnement des membranes cellulaires (Van Meer *et al.*, 2008), jusqu'à l'activation des gènes (Calder, 2013) et à la modulation des voies de signalisation (Kendall *et al.*, 2015). Ce groupe diversifié de composés comprend les acides gras, les glycérolipides, les glycérophospholipides, les sphingolipides, les stérols, les prényls, les saccharolipides et les polycétides (Fahy *et al.*, 2005; Liebisch *et al.*, 2013). Cette diversité structurelle confère aux lipides des propriétés variées qui permettent et soutiennent une multitude de rôles structurels et fonctionnels (Cucchi *et al.*, 2020). Les lipides jouent un rôle important comme réserves énergétiques chez de nombreux groupes d'animaux autant que source d'énergie importante et un composant essentiel de la membrane cellulaire (phospholipides et cholestérol) (Van Meer, *et al.*, 2008). Dans les tissus, les lipides sont utilisés comme indicateur précoce d'un stress aux polluants (Au, 2004; Champeau et Narbonne, 2006). Les changements se produisant dans les réserves en lipides se trouvent également fortement influencés par la reproduction (Chu *et al.*, 1990) et/ou par la disponibilité de la nourriture (Fernandez-Reiriz *et al.*, 1998; Okumus et Stirling, 1998). Le contenu lipidique peut être aussi influencé par des facteurs





environnementaux, notamment la biodisponibilité des polluants (Miskiewicz et Gibbs, 1994; Hickey *et al.*, 1995). En plus, ils jouent un rôle important en tant que messagers dans les voies de transduction du signal et les processus de reconnaissance moléculaire. Par conséquent, toute modification du métabolisme des lipides signifierait une altération de ces voies cruciales (Javed *et al.*, 2017).

Il a été rapporté que l'exposition à un xénobiotique peut induire des dommages oxydatifs dans différents tissus, entraînant une augmentation de la peroxydation lipidique des membranes cellulaires (Shukla *et al.*, 2000; Géret *et al.*, 2002). De plus, le stress oxydatif est reconnu comme un important mécanisme de toxicité générale de nombreux xénobiotiques lipophiles, y compris les pesticides (Regoli *et al.*, 2002, 2006). La peroxydation lipidique est un processus complexe qui peut créer des altérations de la membrane cellulaire telles que la modification de sa fluidité, l'inactivation de récepteurs ou d'enzymes conduisant à la formation d'importantes lésions au niveau des tissus et des organes (Van der Vaart *et al.*, 2004). Le malondialdéhyde (MDA), formé lors de l'action des radicaux libres sur les acides gras polyinsaturés des membranes cellulaires, est largement utilisé comme biomarqueur de la peroxydation lipidique et plus généralement d'un stress oxydatif (Viarengo *et al.*, 2007). Le MDA peut interagir avec les acides aminés, les protéines, les phospholipides et l'ADN (Storey, 1996; Stohs *et al.*, 2000), pour former des biomolécules toxiques, non dégradables par l'organisme (Leibovitz et Siegel, 1980).

Notre étude a révélé une diminution des taux des lipides et une augmentation des taux de MDA au niveau de l'hépatopancréas des adultes de *C. aspersum* traités à l'Oberon par application topique à deux concentrations létales  $CL_{50}$  à 5 et 10  $\mu\text{g/ml}$ , comparativement aux séries témoins. Des résultats similaires ont été rapportés par Ait Hamlet *et al.* (2012) chez *C. aspersum* après un traitement avec un insecticide néonicotinoïde (thiaméthoxame). En effet, ces auteurs ont observé une réduction des lipides. Radwan et Mohamed (2013) ont rapporté une réduction des lipides chez *C. aspersum* après traitement avec un insecticide néonicotinoïde l'imidacloprid. Une diminution des taux des lipides a été observée chez la même espèce après une exposition aux poussières métalliques (Grara *et al.*, 2012). Une inhibition des lipides a également été observée chez l'escargot *E. vermiculata* traité aux insecticides de la famille des carbamates, le methomyl et le methiocarb (Radwan *et al.*, 2008) ainsi que le thiodicarb (El-Wakil et Radwan, 1991). Une réduction des lipides a été enregistrée chez l'escargot d'eau douce *Lymnaea acuminata*, après un traitement avec un insecticide de la famille des pyréthriinoïdes (deltaméthrine) (Singh *et al.*, 2008). Angeliki *et al.* (2009) ont rapporté une diminution des taux





des lipides chez l'escargot *Marisa cornuarietis* suite à une exposition au chlorure de triphénylétain. De plus, ces auteurs ont observé une augmentation des taux de MDA. *Nowakowska et al.* (2009, 2014) ont rapporté une augmentation des taux du MDA chez les escargots *C. aspersum* et *H. pomatia*. Une augmentation des taux du MDA a été également signalée chez l'escargot *T. pisana* exposé à des métaux traces (*Radwan et al.*, 2010). Aussi, *Zhang et al.* (2020) ont signalé une augmentation des taux du MDA chez l'escargot *Pomacea canaliculata* après un traitement par un molluscicide.

#### **4.7.2. Effet de l'Oberon sur le profil qualitatif et quantitatif des acides gras**

Constituants majeurs des triglycérides et des phospholipides, les acides gras ont des structures précises et des fonctions très importantes, ils entrent dans la constitution des membranes cellulaires des organismes et participent à de nombreuses régulations métaboliques (*Colette et Monier*, 2011). Leurs principales fonctions sont l'acylation des protéines, la fluidité membranaire, la régulation génique et la régulation de l'inflammation et de l'agrégation plaquettaire par les médiateurs lipidiques dont ils sont précurseurs (*Kenichi et al.*, 2020). Ils sont en outre des substrats énergétiques pour la cellule. Les apports nutritionnels conseillés en acides gras sont complexes et en pleine évolution, mais devraient participer à une meilleure prévention nutritionnelle (*Legrand et al.*, 2007). Les Mollusques ont une composition unique d'acides gras (*Zhu et al.*, 1994), et les changements quantitatifs constatés sur le profil des acides gras reflètent les changements du métabolisme cellulaire initiés par un facteur externe (*Kowalczyk-Pecka et al.*, 2017).

Les acides gras se subdivisent généralement en trois catégories, les acides gras saturés, les acides gras mono-insaturés et les acides gras polyinsaturés, dont certains sont essentiels et d'autres non essentiels (*Bauer et al.*, 2010). En effet, la majorité de ces acides gras sont apportés par l'alimentation, certains d'entre eux peuvent être synthétisés par les organismes animaux et d'autres non (*Colette et Monnier*, 2011). Parmi les acides gras dits essentiels se trouvent les acides gras polyinsaturés de la série n-6 (ou oméga 6) et ceux de la série n-3 (ou oméga 3) dont les précurseurs respectifs à savoir l'acide linoléique et l'acide  $\alpha$ -linoléique ne peuvent être synthétisés par les organismes du règne animal et l'homme et doivent donc être apportés par l'alimentation (*Astrog et al.*, 2011). Les animaux peuvent ensuite convertir ces acides gras en d'autres acides gras dérivés tout aussi indispensables tels que l'acide arachidonique (AA), l'acide eicosapentaénoïque (EPA) et l'acide docosahexaénoïque (DHA) (*Mozaffarian et Wu*, 2011).





Il est maintenant bien démontré que les acides gras ont des origines, des métabolismes et des fonctions différentes et qu'on ne doit surtout pas les considérer comme un ensemble homogène (Legrand et Rioux, 2010). En effet, le rôle protecteur de l'acide gras saturé butyrique (C4:0), par exemple, a été démontré contre le développement du cancer colorectal en favorisant l'entrée en apoptose des cellules tumorales (Wang *et al.*, 2006). D'autres acides gras à chaîne plus longue tels que l'acide palmitique (C16:0) et l'acide stéarique (C18:0) sont des apports énergétiques importants et entrent dans la constitution des phospholipides des membranes cellulaires (Lagrand, 2007). En ce qui concerne les acides gras insaturés, leurs rôles physiologiques majeurs s'exercent plutôt à travers le rôle des différentes familles d'oméga (3, 6, 7 et 9) à savoir un rôle structural dans la membrane cellulaire comme précurseurs des constituants et des médiateurs lipidiques des membranes, et un rôle dans les processus inflammatoires, la régulation de l'expression génique et l'agrégation plaquettaire (Astrog *et al.*, 2011).

Les Gastéropodes terrestres constituent traditionnellement un produit alimentaire apprécié par de nombreux pays (Francesco *et al.*, 2019). L'utilisation d'escargots terrestres comme nourriture est toujours en croissance constante, en effet, 26 000 tonnes/an d'escargots sont exportés depuis l'Afrique et les pays du Moyen-Orient (Pellat, 2019). *C. aspersum*, *E. vermiculata* et *T. pisana* sont les espèces d'escargots terrestres les plus consommées (Cicero *et al.*, 2015). Selon Milinsk *et al.* (2006), il existe une corrélation entre le régime alimentaire des escargots terrestres et leurs valeurs nutritionnelles. Récemment, une attention particulière a été accordée à la composition en acides gras des Mollusques Gastéropodes, en raison d'aspects nutritionnels liés à la santé (Tokusoglu, 2008; Alasalvar *et al.*, 2010). Cependant, peu d'études sont disponibles sur le profil des acides gras des Mollusques Gastéropodes (Cicero *et al.*, 2015).

Nos résultats concernant la détermination qualitative et quantitative des acides gras ont mis en évidence un profil de seize (16) acides gras répartis en trois (03) acides gras saturés, quatre (04) mono-insaturés et neuf (09) polyinsaturés. La comparaison des taux d'acides gras quantifiés au niveau de l'hépatopancréas des adultes de *C. aspersum*, traités et témoins, a révélé l'inhibition de huit (08) acides gras chez les séries traitées aux deux concentrations (5 et 10 µg/ml) comparativement aux témoins, qui sont les acides gras C18:0 (acide stéarique), C16:1 (acide palmitoléique), C18:1 (acide oléique), C20:1 (acide gadoléique), C18:3n-3 (acide  $\alpha$ -linoléique), C20:3n-6 (acide dihomog $\gamma$ -linoléique), C20:4n-6 (acide arachidonique) et C22:4n-6 (acide adrénique). Alors qu'aucune différence n'a été observée pour le reste des acides gras. En effet, le Spiromesifen possède un mode d'action spécifique sur la synthèse des





lipides via l'inhibition de l'acetyl-CoA carboxylase, une enzyme catalysant la carboxylation de l'acetyl-CoA en malonyl-CoA, qui est une des premières étapes de la biosynthèse des acides gras (Bretschneider *et al.*, 2003; Nauen *et al.*, 2005).

L'acide stéarique (C18:0) est un acide gras saturé à longue chaîne avec un squelette à 18 atomes de carbone, il est abondant dans toutes les graisses animales ou végétales et possède un rôle structural comme constituant des phospholipides membranaires (Valentina Spigoni *et al.*, 2017). Alors que, l'acide palmitoléique (C16:1) est un acide gras monoinsaturé qui appartient à la famille des oméga-7 (Yang et Kallio, 2001). Il a été rapporté que l'acide palmitoléique a des effets bénéfiques sur le métabolisme du cholestérol et l'hémostase (Morgan et Dhayal, 2010). En outre, l'acide oléique (C18:1) est un acide gras insaturé de la famille des oméga-9 qui se produit naturellement dans divers animaux et des graisses et des huiles végétales (Xavier *et al.*, 2003). Chez les Gastéropodes terrestres une diminution de ces trois acides gras (C18:0, C16:1 et C18:1) peut induire une perturbation de l'intégrité structurale et de la perméabilité des membranes cellulaires (Kowalczyk-Pecka *et al.*, 2017). De plus, l'acide gadoléique (C20:1) appartenant à la famille des oméga-9, est responsable généralement de l'élasticité, la nutrition et l'hydratation de la peau avec des vertus réparatrice et cicatrisante (Poisson et Narce, 2003), ainsi son inhibition pourrait influencer ces caractéristiques dermiques très importantes chez les escargots dont le corps mou, très sollicité lors des déplacements, se voit exposé aux agressions de l'environnement extérieur.

L'acide  $\alpha$ -linoléique (C18:3n-3) et l'acide dihomog $\gamma$ -linoléique (C20:3n-6) sont des acides gras essentiels appartenant au groupe des acides gras oméga-3, jouant un rôle important dans la régulation des réactions immunitaires, inflammatoires, le développement du cerveau et les fonctions cognitives (Sirot *et al.*, 2008). Une inhibition de ces acides gras pourrait favoriser les processus inflammatoires et avoir une incidence sur les fonctions cognitives du cerveau. De plus, l'acide arachidonique (C20:4n-6) et l'acide adrénique (C22:4n-6) sont des constituants majeurs des tissus animaux (cerveau, muscles, œufs et abats) (Xiu *et al.*, 2007). L'acide arachidonique, un acide gras essentiel de la famille des oméga-6, synthétisé à partir de l'acide linoléique, est un acide gras précurseur de la synthèse des médiateurs lipidiques oxygénés hautement spécifiques (eicosanoïdes, prostaglandines, thromboxanes, leucotriènes...), qui modulent de nombreuses fonctions cellulaires dont la signalisation, l'inflammation et la coagulation sanguine (Meirer *et al.*, 2014). Son inhibition pourrait se traduire par des dysfonctionnements cellulaires plus au moins grave et cette inhibition par le Spiromesifen pourrait s'exercer soit sur le processus de sa biosynthèse à partir de l'acide linoléique; soit





directement sur sa quantité ce qui compromet l'intégrité et la fluidité des membranes cellulaires dont il est un des principaux composés. L'acide adrénique, quant à lui est présent dans la myéline des cellules nerveuses en grande quantité et sa peroxydation conduit à la formation des diholo-isoprostanés, molécules considérées comme des biomarqueurs du stress oxydatif; son inhibition pourrait donc avoir un effet sur le fonctionnement des cellules nerveuses (Durand *et al.*, 2013).

Une diminution des taux des acides gras a été signalée chez l'escargot terrestre *H. pomatia*, après une exposition au zinc (Kowalczyk-Pecka *et al.*, 2017). Ces mêmes auteurs ont rapporté dans une étude publiée en 2016, une réduction des acides gras polyinsaturés chez cette même espèce traitée avec des micro-doses de molluscicides. Angeliki *et al.* (2009) ont rapporté une diminution des taux des acides gras chez l'escargot d'eau douce *M. cornuarietis*, suite à une exposition au chlorure de triphénylétain. Une diminution des taux des acides gras a été signalée chez l'espèce d'escargot d'eau douce *B. alexandrina* après une exposition au diazinon (Bakry *et al.*, 2017). Des résultats similaires ont été rapportés par Silva *et al.* (2017), qui ont révélé une réduction des acides gras chez un escargot de mer *Gibbula umbilicalis*, après une exposition à une pollution métallique. En effet, de nombreux chercheurs ont signalé que les modifications du métabolisme lipidique et du profil des acides gras chez les animaux peuvent être des stratégies de protection en cas de stress environnemental (Silva *et al.*, 2017). Cependant, les altérations des acides gras, ainsi que les modifications de la fluidité de la membrane ont été signalées comme un effet ou une réponse adaptative de l'exposition aux contaminants (Fokina *et al.*, 2013)

Les résultats obtenus dans notre étude sur l'effet de l'Oberon confirment ainsi le mode d'action de cet insecticide/acaricide sur l'inhibition des lipides et le processus de biosynthèse des acides gras. Ceci démontre l'impact négatif de ce pesticide sur un organisme non ciblé, l'escargot *C. aspersum*, ce qui remet en cause le concept attribué à ce pesticide de molécule à faible impact écotoxicologique. De plus, *C. aspersum* apparaît comme un organisme adéquat pouvant être utilisé comme une espèce bioindicatrice de l'impact des pesticides sur les organismes non visés inféodés aux sols et agro-systèmes.





*CONCLUSION*

*&*

*PERSPECTIVES*





## 5. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La présente étude s'inscrit dans le cadre de la biosurveillance de la qualité des sols de quelques biotopes situés à l'extrême Nord-Est Algérien en abordant trois approches complémentaires; une approche écologique, une approche écotoxicologique et une approche toxicologique. Pour cela un échantillonnage des sols et des Mollusques Gastéropodes Pulmonés terrestres est réalisé mensuellement durant l'année 2016, au niveau de quatre sites sélectionnés selon leurs niveaux d'exposition à la pollution; El Hadjar, site exposé à une pollution industrielle, Et Tarf et Bouteldja, sites soumis à une pollution d'origine urbaine et agricole et, El Kala, un site éloigné de toute source de pollution.

Notre approche écologique s'est basée sur la mesure de quelques paramètres physico-chimiques des sols et l'inventaire des différentes espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres présentes au niveau des quatre sites d'étude. Les résultats saisonniers des paramètres physico-chimiques des sols ( $pH_{eau}$ ,  $pH_{KCl}$ , conductivité électrique, humidité hygroscopique, porosité totale, carbone total, matière organique, calcaire total, calcaire actif, phosphore assimilable) montrent que le pH des sols des quatre sites d'étude est neutre à légèrement alcalin, de plus, la conductivité montre des sols non salés, avec cependant, une conductivité plus faible à El Hadjar. Concernant la porosité et l'humidité hygroscopique, les résultats révèlent des sols à faible porosité au niveau des quatre sites et une humidité plus élevée à El Kala et plus faible à El Hadjar. Les teneurs en carbone et en matière organique montrent que le site d'El Kala possède un sol riche, alors que, le site d'El Hadjar un sol pauvre en ces deux composants. Selon les taux de calcaire les sols sont considérés comme modérément calcaires, avec cependant, des teneurs plus élevées à El Kala. Concernant les résultats du phosphore, ces derniers montrent que le site d'El Hadjar est riche en phosphore comparativement aux autres sites.

L'inventaire des espèces de Gastéropodes Pulmonés terrestres récoltées dans les sites d'étude durant l'année 2016, révèle la présence de 12 espèces appartenant à 6 familles différentes : Helicidae, Geomitridae, Enidae, Achatinidae, Spiraxidae, Milacidae. Les espèces identifiées sont réparties en 10 escargots dont *Cornu aspersum* (Müller, 1774), *Cantareus apertus* (Born, 1778), *Massylaea constantina* (Forbes, 1838), *Otala lactea* (Müller, 1774), *Theba pisana* (Müller, 1774), *Cochlicella barbara* (Linnaeus, 1758), *Trochoidea elegans* (Gmelin, 1791), *Zebrina detrita* (Müller, 1774), *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758),





*Poiretia cornea* (Brumati, 1838) et, 2 limaces à savoir *Milax gagates* (Draparnaud, 1801) et *Milax nigricans* (Philippi, 1836).

L'étude des indices écologiques de composition (richesse spécifique, abondance, fréquence centésimale, constance) et de structure (indice de Shannon, indice de Simpson, équitabilité) des populations des Gastéropodes Pulmonés inventoriées, révèle une biodiversité plus importante dans le site d'El Kala comparativement aux autres sites. Nous avons recensé au total 3534 individus de Gastéropodes Pulmonés répartis en 1054 individus à El Kala, 874 à El Tarf, et le même nombre à Bouteldja (874), et 732 individus à El Hadjar. Le site le plus riche en espèces est celui d'El Kala avec 12 espèces, suivi des sites d'El Tarf et Bouteldja avec 11 et 10 espèces respectivement, et uniquement 9 espèces à El Hadjar. En effet, nous avons constaté la disparition de certaines espèces selon les sites, plus marquée à El Hadjar, et que l'espèce prédominante dans tous les sites est *C. aspersum* suivie de *C. apertus*. Les indices de structure ont montré que le site d'El Kala, présente la diversité et la distribution d'abondance les plus équilibrées, alors qu'il existe une équirépartition des espèces et un équilibre des populations des Gastéropodes Pulmonés terrestres entre les quatre sites d'étude. De plus, la distribution de ces espèces est influencée par la structure des sols et leurs paramètres physico-chimiques qui sont en faveur d'une meilleure distribution à El Kala.

L'approche écotoxicologique est abordée par mesure de la croissance et la réponse de quelques biomarqueurs du stress environnemental chez *C. aspersum*, choisi au terme de notre étude écologique comme espèce bioindiatrice vu sa dominance et son abondance au niveau des quatre sites. L'étude de la croissance réalisée à travers la détermination des paramètres biométriques (hauteur, diamètre) des coquilles et le poids total frais des individus adultes et juvéniles de *C. aspersum*, révèle un meilleur rapport de croissance chez les individus d'El Kala comparativement à ceux El Tarf, Bouteldja et El Hadjar. De plus, nos résultats montrent une corrélation positive entre la croissance des individus de *C. aspersum* et la structure des sols et leurs paramètres physico-chimiques. En effet, le site d'El Kala qui présente un sol de structure sableuse humide riche en carbone, matière organique et en calcaire favorise ainsi la croissance des individus de *C. aspersum*. Un effet saison est également mis en évidence en rapport avec l'influence des facteurs abiotiques d'une part, sur la physiologie de cette espèce, et d'autre part sur le comportement des xénobiotiques dans le sol.





La mesure des biomarqueurs montre une inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE) et une induction de la glutathion S-transférase (GST) et des métallothionéines (Mts) chez les individus récoltés au niveau d'El Hadjar, El Tarf et Bouteldja comparativement à ceux d'El Kala. Cette différence enregistrée entre les quatre sites d'étude est en rapport avec l'exposition de ces sites aux sources de pollution. En effet, les réponses les plus marquées sont observées à El Hadjar, site exposé aux rejets des activités industrielles notamment de l'Usine Arcelor Mittal spécialisée dans la production métallique. Les sites d'El Tarf et Bouteldja sont situés à proximité des terres agricoles et reçoivent donc une pollution par divers pesticides et produits phytosanitaires. Alors que le site d'El Kala reste un site écologique protégé et éloigné de toutes sources de pollution. De plus, la comparaison entre les saisons révèle un effet plus marqué durant l'été et le printemps comparativement aux deux autres saisons. En effet, une température élevée peut participer à la concentration de polluants dans l'environnement

Afin d'évaluer l'impact des pesticides homologués en Algérie sur la santé des organismes non visés inféodés aux agrosystèmes, nous avons abordé une approche toxicologique en évaluant l'effet d'un insecticide/acaricide de la famille des Kétoénoles, l'Oberon® 240 (matière active Spiromesifen à 240 g/l SC) sur les taux des lipides et du malondialdéhyde (MDA), un biomarqueur de la peroxydation lipidique; ainsi que sur le profil qualitatif et quantitatif des acides gras au niveau de l'hépatopancréas des adultes de *C. aspersum*. L'Oberon®, homologué en Algérie pour la lutte contre les aleurodes communément appelées les mouches blanches, insectes ravageurs de diverses cultures, est administré à deux concentrations létales (CL<sub>50</sub>) de 5 et 10 µg/ml à 96 heures par application topique sur des adultes de *C. aspersum*.

Les résultats montrent une diminution des taux des lipides et une augmentation des taux du MDA chez les individus traités aux deux concentrations (5 et 10 µg/ml) comparativement aux témoins, avec un effet dose/réponse plus marqué à la dose la plus élevée. Concernant les résultats des acides gras, nous avons enregistré un profil de seize (16) acides gras (AG), regroupant trois (03) AG saturés et treize (13) AG insaturés dont quatre (04) sont mono-insaturés et neuf (09) polyinsaturés, aussi bien chez les séries témoins que traitées. La détermination quantitative des acides gras révèle une inhibition des taux de huit (08) acides gras : C18:0 (acide stéarique), C16:1 (acide palmitoléique), C18:1 (acide oléique), C20:1 (acide gadoléique), C18:3n-3 (acide α-linolénique), C20:3n-6 (acide dihomog-γ-linolénique), C20:4n-6 (acide arachidonique) et C22:4n-6 (acide adrénique), chez les individus traités aux deux concentrations 5 et 10 µg/ml, par rapport aux témoins. Cependant, aucune différence significative n'est observée pour le reste des acides gras.





Ces résultats confirment ainsi le mode d'action de l'Oberon dont la matière active, le Spiromesifen, est dotée d'un mode d'action spécifique qui est l'inhibition de la biosynthèse des lipides. En effet, cet insecticide inhibe les lipides totaux et provoque une peroxydation lipidique des membranes cellulaires à travers l'inhibition de la biosynthèse de quelques acides gras en agissant via l'inhibition de l'acetyl-CoA carboxylase, une enzyme catalysant la carboxylation de l'acetyl-CoA en malonyl-CoA, qui est une des premières étapes de la biosynthèse des acides gras. De plus, ces résultats révèlent l'impact négatif de cet insecticide/acaricide sur les espèces non visées telles que les escargots et remet ainsi en cause son faible risque écotoxicologique rapporté par la littérature.

En raison de ses caractéristiques écologiques et physiologiques, ainsi que ses réponses biochimiques au stress environnemental, l'escargot *C. aspersum*, peut être utilisé comme un modèle de choix aussi bien dans les études sur terrain (écologie, écotoxicologie) que celles en laboratoire (toxicologie). En effet, à travers nos résultats nous avons mis en évidence que *C. aspersum*, peut être utilisé dans les études écotoxicologiques de biosurveillance de la qualité des sols et leur contamination en Algérie; ainsi que comme un modèle de laboratoire pour les études d'impact des pesticides homologués dans notre pays, sur les organismes non visés inféodés aux sols et agrosystèmes. Cependant, il serait intéressant de compléter ce travail par :

- 🐌 Détermination qualitative et quantitative des polluants présents dans les sols et la chair de *C. aspersum* afin d'évaluer les effets secondaires de ces éléments sur la physiologie de l'espèce.
- 🐌 Etude comparative de la croissance avec d'autres espèces de Gastéropodes Pulmonés représentatives telles que *C. apertus*.
- 🐌 Mesure de la réponse de biomarqueurs d'effet et de bioaccumulation plus spécifiques tels que les cytochromes P450 et les enzymes du stress oxydatif.
- 🐌 Un suivi spatio-temporel de la dynamique des populations des Gastéropodes Pulmonés terrestres dans le Nord-Est Algérien.
- 🐌 Etude de l'impact du Spiromesifen sur la reproduction et le développement de *C. aspersum*.
- 🐌 Etude du profil lipidique hépatopancréatique après traitement au Spiromesifen par ingestion.
- 🐌 Détermination de l'impact de cet insecticide sur la valeur nutritionnelle de cette espèce comestible et son impact sanitaire.



# *RESUMES*







## RESUME

Les recherches menées au cours de la réalisation de cette thèse de doctorat portent sur trois volets, le premier aborde un aspect écologique avec la détermination de la qualité des sols de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien; El Hadjar, site exposé à une pollution industrielle; Et Tarf et Bouteldja, sites soumis à une pollution d'origine urbaine et agricole; et El Kala, un site écologique éloigné de toute source de pollution. Ce volet comprend la mesure des paramètres physico-chimiques des sols et leurs corrélations avec la biodiversité et les indices écologiques des Mollusques Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriés. Le second volet traite d'un aspect écotoxicologique avec la biosurveillance de ces sites par l'utilisation d'une espèce bioindicatrice, l'escargot *Cornu aspersum* (*Syn. Helix aspersa*; Mollusque, Gastéropode), et ce à travers une étude de la croissance et la réponse de quelques biomarqueurs du stress environnemental. Enfin, le troisième volet porte sur un aspect toxicologique traitant de l'impact d'un insecticide/acaricide de la famille des Kétoénols, l'Oberon® 240 (matière active Spiromesifen à 240 g/l) homologué en Algérie, sur le profil lipidique hépatopancréatique déterminé chez les adultes de *C. aspersum*. L'échantillonnage (sol, Mollusques Gastéropodes) est réalisé mensuellement durant l'année 2016 au niveau des quatre sites d'étude et les résultats sont présentés saisonnièrement (hiver, printemps, été, automne).

**Aspect écologique :** les analyses physico-chimiques des sols ( $\text{pH}_{\text{eau}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , conductivité électrique, porosité totale, humidité hygroscopique, taux de carbone, matière organique, calcaire total, calcaire actif, phosphore assimilable) des quatre sites d'étude, révèlent des sols neutres à légèrement alcalins et non salés. De plus, ces sols présentent une faible porosité et une humidité hygroscopique élevée. Les résultats montrent également que le site d'El Kala est riche en carbone et en matière organique comparativement aux autres sites. Selon les taux de calcaire, les sols sont considérés comme modérément calcaires, alors que les résultats du phosphore révèlent que le site d'El Hadjar possède un sol riche en ce composé. L'inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres récoltés au niveau des sites d'étude, montre la présence de 12 espèces au total appartenant à 6 familles différentes avec une variation spatio-temporelle. Les espèces identifiées sont *Cornu aspersum* (Müller, 1774), *Cantareus apertus* (Born, 1778), *Massylaea constantina* (Forbes, 1838), *Otala lactea* (Müller, 1774), *Theba pisana* (Müller, 1774), *Cochlicella barbara* (Linnaeus, 1758), *Trochoidea elegans* (Gmelin, 1791), *Zebrina detrita* (Müller, 1774), *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758), *Poiretia cornea* (Brumati, 1838), *Milax gagates* (Draparnaud, 1801) et *Milax nigricans* (Philippi, 1836). L'étude des





indices écologiques montre une biodiversité plus importante dans le site d'El Kala et une dominance des espèces *C. aspersum* et *C. apertus*, avec une corrélation positive avec la texture et les paramètres physico-chimiques des sols.

**Aspect écotoxicologique :** l'étude comparative de la croissance des espèces de *C. aspersum* adultes et juvéniles entre les différents sites (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar), montre un meilleur rapport de croissance chez les individus d'El Kala comparativement à ceux des trois autres sites. Une corrélation positive entre la croissance et la texture et les paramètres physico-chimiques des sols est également rapportée en faveur du site d'El Kala. De plus, l'analyse des résultats des biomarqueurs du stress environnemental étudiés, montre une inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE) et une induction de la glutathion S-transférase (GST) et des métallothionéines (Mts) chez les individus récoltés au niveau d'El Hadjar, El Tarf et Bouteldja comparativement à ceux d'El Kala avec des effets site et saison significatifs.

**Aspect toxicologique :** l'effet de l'Oberon® 240 (matière active Spiromesifen) administré par application topique à deux concentrations létales ( $CL_{50}$ ) de 5 et 10  $\mu\text{g/ml}$  à 96 heures sur des adultes de *C. aspersum*, est évalué sur les taux des lipides, du malondialdéhyde (MDA) et le profil qualitatif et quantitatif des acides gras (AG) déterminés au niveau de l'hépatopancréas. Les résultats montrent une diminution des lipides et une augmentation des taux du MDA chez les séries traitées comparativement aux témoins avec un effet dose/réponse. La détermination qualitative des acides gras révèle un profil de seize (16) acides gras, dont trois (3) saturés, et treize (13) insaturés avec quatre (4) monoinsaturés et neuf (9) polyinsaturés. La comparaison des taux d'acides gras entre les séries témoins et traitées, montre une inhibition des taux de huit (08) acides gras : C18:0 (acide stéarique), C16:1 (acide palmitoléique), C18:1 (acide oléique), C20:1 (acide gadoléique), C18:3n-3 (acide  $\alpha$ -linoléique), C20:3n-6 (acide dihomog- $\gamma$ -linoléique), C20:4n-6 (acide arachidonique) et C22:4n-6 (acide adrénique). Cependant, aucune différence significative n'est observée pour le reste des acides gras.

L'ensemble des résultats obtenus révèle, que l'escargot *C. aspersum*, en raison de son abondance dans les différents sites d'étude, et ses réponses biochimiques au stress environnemental peut être utilisé, d'une part, comme un organisme bioindicateur de choix dans les études écotoxicologiques de biosurveillance de la qualité des sols et leur contamination ; et d'autre part, comme un modèle de laboratoire pour les études d'impact des pesticides sur les organismes non visés inféodés aux sols et agrosystèmes.

**Mots clés :** Sol, *Cornu aspersum*, Biodiversité, Biosurveillance, Oberon® 240.





## ABSTRACT

The research carried out during the realization of this doctoral thesis covers three areas, the first deals an ecological aspect with determination of soil quality of four sites located in the extreme North-East of Algeria; El Hadjar, site exposed to industrial pollution; El Tarf and Bouteldja, sites subject to urban and agricultural pollution; and El Kala, ecological site far from any source of pollution. This section includes the measurement of the physico-chemical parameters of soils and their correlations with biodiversity and ecological indices of the inventoried terrestrial Pulmonate Gastropod Molluscs. The second part deals with an ecotoxicological aspect, with the biomonitoring of these sites using a bioindicator species, the snail *Cornu aspersum* (Syn. *Helix aspersa*; Mollusc, Gastropod), and this through a growth study and responses of some biomarkers of environmental stress. Finally, the third part covers a toxicological aspect bearing on the impact of an insecticide/acaricide from the Ketoenoles family, the Oberon® 240 (active matter Spiromesifen at 240 g/l) homologated in Algeria, on the hepatopancreatic lipid profile determined in adults of *C. aspersum*. Sampling (soil, Gastropod Molluscs) is carried out monthly during 2016 at the four study sites and the results are presented seasonally (winter, spring, summer, autumn).

**Ecological aspect:** physico-chemical analyses of soils ( $\text{pH}_{\text{water}}$ ,  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ , electrical conductivity, porosity, hygroscopic humidity, carbon content, organic matter, total limestone, active limestone, assimilable phosphorus) of the four study sites, revealed neutral to slightly alkaline and unsalted soils. In addition, these soils have low porosity and high humidity. The results also show that the El Kala site is rich in carbon and organic matter compared to other sites. According to the limestone levels, the soils are considered to be moderately limestone, while the phosphorus results reveal that the El Hadjar site has a soil rich in this compound. The inventory of terrestrial Pulmonate Gastropods collected at the study sites shows the presence of 12 species in total belonging to 6 different families with a spatio-temporal variation. The species identified are *Cornu aspersum* (Müller, 1774), *Cantareus apertus* (Born, 1778), *Massylaea constantina* (Forbes, 1838), *Otala lactea* (Müller, 1774), *Theba pisana* (Müller, 1774), *Cochlicella barbara* (Linnaeus, 1758), *Trochoidea elegans* (Gmelin, 1791), *Zebrina detrita* (Müller, 1774), *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758), *Poiretia cornea* (Brumati, 1838), *Milax gagates* (Draparnaud, 1801) and *Milax nigricans* (Philippi, 1836). The study of ecological indices shows more important biodiversity in the El Kala site and a dominance of the species





*C. aspersum* and *C. apertus*, with a positive correlation with texture and physico-chemical parameters of soils.

**Ecotoxicological aspect:** the comparative study of the growth of adult and juvenile *C. aspersum* species between the different sites (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar) shows a better growth ratio in the individuals of El Kala compared to those of three other sites. A positive correlation between growth and texture and physico-chemical parameters of soils is also, reported in favor of the El Kala site. In addition, the analysis of the results of the biomarkers of environmental stress studied shows an inhibition of acetylcholinesterase (AChE) and an induction of glutathione S-transferase (GST) and metallothioneins (Mts) in individuals harvested from El Hadjar, El Tarf and Bouteldja compared to those from El Kala with significant site and season effects.

**Toxicological aspect:** the effect of Oberon® 240 (active matter Spiromesifen) administered by topical application at two lethal concentrations ( $LC_{50}$ ) of 5 and 10  $\mu\text{g} / \text{ml}$  at 96 hours on adults of *C. aspersum*, is evaluated on the levels of lipids, malondialdehyde (MDA) and the qualitative and quantitative profile of fatty acids (FA) determined in hepatopancreas. The results shows a decrease in lipids and an increase in MDA levels in the treated series compared to the controls with a dose-response effect. The qualitative determination of fatty acids reveals a profile of sixteen (16) fatty acids, including three (3) saturated, and thirteen (13) unsaturated with four (4) monounsaturated and nine (9) polyunsaturated. The comparison of the fatty acid levels between the control and treated series shows an inhibition of the levels of eight (08) fatty acids : C18:0 (stearic acid), C16:1 (palmitoleic acid), C18:1 (Oleic acid), C20:1 (gadoleic acid), C18: 3n-3 ( $\alpha$ -linolenic acid), C20:3n-6 (dihomo- $\gamma$ -linolénic acid), C20: 4n-6 (arachidonic acid), and C22: 4n-6 (adrenic acid). However, no significant difference is observed for the rest of the fatty acids.

All of the results obtained reveal that the snail *C. aspersum*, due to its abundance in the various study sites, and its biochemical responses to environmental stress can be used, on the one hand, as a bioindicator of choice in ecotoxicological studies of biomonitoring of soils quality and their contamination; and on the other hand, as a laboratory model for impact studies of pesticides on non-target organisms living in soils and agrosystems.

**Keywords:** Soil, *Cornu aspersum*, Biodiversity, Biomonitoring, Oberon® 240.





## ملخص:

في إطار تحضير رسالة دكتوراه فان الابحاث تدور حول 3 محاور أولها الجوانب البيئية المحددة لنوعية التربة في أربع مواقع في اقصى الشمال الشرقي الجزائري; الحجار كموقع ملوث صناعيا ; الطارف و بوتلجة موقعان معرضان لتلوث ذات الطبيعة الزراعية و الحضرية ; القالة كموقع معزول عن مختلف أنواع التلوث. يتضمن هذا المحور قياس المعلمات الفيزيوكيميائية للتربة وعلاقتها بالتنوع البيولوجي والمؤشرات البيئية لدى الرخويات الرئوية الأرضية المجمعة. يتناول المحور الثاني جانباً من السموم البيئية مع الرصد الحيوي لهذه المواقع من خلال استخدام نوع من العوامل الحيوية، الحلزون *Cornu aspersum* (Syn. *Helix aspersa*)، وهذا من خلال دراسة النمو و قياس بعض المؤشرات الحيوية للإجهاد البيئي. أخيراً، يتناول المحور الثالث جانباً ساماً يعالج تأثير مبيد حشري / مبيد السوس من عائلة الكيتونول، Oberon® 240 (المادة الفعالة سبيرومسيغان 240 غرام / لتر) المعتمد في الجزائر، على التوصيف الدهني الكبدي لـ *C. aspersum*. يتم أخذ العينات (تربة، رخويات الأرضية) شهرياً خلال عام 2016 في مواقع الدراسة الأربعة ويتم عرض النتائج بشكل موسمي (الشتاء، الربيع، الصيف، الخريف).

**الجانب البيئي:** التحليلات الفيزيوكيميائية للتربة (درجة الحموضة المائية، ودرجة الحموضة KCL ، الموصلية الكهربائية ، المسامية ، الرطوبة، محتوى الكربون ، المادة العضوية ، الحجر الجيري الكلي ، الحجر الجيري النشط ، الفسفور) من مواقع الدراسة الأربعة تكشف ان التربة محايدة لقلوية قليلا وغير مملحة. بالإضافة إلى ذلك، تحتوي هذه التربة على مسامية منخفضة ورطوبة عالية. أظهرت النتائج أيضاً أن موقع القالة غني بالكربون والمواد العضوية مقارنة بالمواقع الأخرى. وفقاً لمستويات الحجر الجيري، تعتبر التربة من الحجر الجيري المعتدل، بينما تكشف نتائج الفسفور أن موقع الحجار يحتوي على تربة غنية بهذا المركب. يكشف جرد الرخويات الرئوية الأرضية التي تم جمعها في مواقع الدراسة عن وجود 12 نوعاً في المجموع تنتمي إلى 6 عائلات مختلفة ذات تباين مكاني-زمني. الأنواع التي تم تحديدها هي *Cornu aspersum* (Müller, 1774), *Cornu apertus* (Born, 1778), *Prietocella barbara* (Linnaeus, 1758), *Zebrina detrita* (Müller, 1774), *Massylaea constantina* (Forbes, 1838) *Otala lactea* (Müller, 1774), *Theba pisana* (Müller, 1774), *Milax gagates* (Draparnaud, 1801), *Milax nigricans* (Philippi, 1836), *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758) et *Poiretia cornea* (Brumati, 1838). دراسة المؤشرات الإيكولوجية عن وجود تنوع بيولوجي أكبر في موقع القالة وهيمنة النوع *C. aspersum* و *C. apertus*. مع ارتباط إيجابي مع القوام والمعلومات الفيزيوكيميائية للتربة.

**جانب السموم البيئية:** دراسة النمو المقارنة لأنواع البالغين والشباب *C. aspersum* بين المواقع المختلفة (القالة، الطارف، بوتلجة، الحجار) يظهر معدل نمو أفضل لدى الأفراد موقع القالة مقارنة بأفراد المواقع الثلاثة الأخرى. بالإضافة إلى ذلك، يُظهر تحليل نتائج المؤشرات الحيوية للإجهاد البيئي المدروسة تثبيط أستيل كولينستراز (AChE) وتحفيز في نشاط الجلوتاثيون س-ترانسفيراز (GST) وميتالوثيونين (Mts) في الأفراد الذين يتم حصادهم على مستوى الحجار، الطارف وبوتلجة مقارنة بتلك الموجودة في القالة مع تأثيرات هامة للموقع وللمواسم.





**الجانب السمي:** يتم تقييم تأثير الاوبيرون عن طريق التطبيق الموضعي بتركيزات مميتة ( $LC_{50}$ ) من 5 و 10 ميكروغرام/مل في 96 ساعة على البالغين من *C. aspersum*، وذلك على مستويات الدهون، المألونديالدهيد (MDA) والتوصيف النوعي والكمي للأحماض الدهنية المحددة على مستوى الكبد. أظهرت النتائج انخفاض في الدهون وزيادة في مستويات (MDA) المألونديالدهيد لدى العناصر المعالجة مقارنة مع عناصر التحكم مع تأثير الجرعة والاستجابة. يكشف التقدير النوعي للأحماض الدهنية عن ستة عشر (16) من الأحماض الدهنية، بما في ذلك ثلاثة (3) مشبعة، وثلاثة عشر (13) غير مشبعة منها أربعة (4) أحادية غير مشبعة وتسعة (9) متعددة غير مشبعة. توضح المقارنة بين عناصر التحكم والمعالجة لمستويات الأحماض الدهنية انخفاضًا في الكمية لثمانية أحماض دهنية (8): C18: 0 (حمض ستأريك)، C16: 1 (حمض بالميتوليك) C18: 1 (حمض أوليك)، C20: 1 (حمض الجادوليك)، C18: 3n-3 (حمض ألفا لينولينيك)، C20: 3n-6 (حمض ديهومو- $\gamma$  لينولينيك) C20: 4n-6 (حمض الأراكيدونيك)، و C22: 4n-6 (حمض الأدرينيك).

جميع النتائج التي تم الحصول عليها تكشف أن الحلزون *C. aspersum*، بسبب وفرته في مواقع الدراسة المختلفة، واستجاباته الكيميائية الحيوية للضغط البيئي، يمكن استخدامه، من ناحية، كمؤشر حيوي بامتياز في الدراسات السمية الإيكولوجية للرصد البيولوجي لجودة التربة وتلوثها؛ ومن ناحية أخرى، كنموذج مخبري لدراسات تأثير المبيدات على الكائنات الغير المستهدفة التي تعيش في التربة والأنظمة الزراعية.

**كلمات المفتاح:** التربة, *Cornu aspersum*, التنوع البيولوجي، الرصد الحيوي، الاوبيرون





*REFERENCES*

*BIBLIOGRAPHIQUES*





## 7. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdel-Halim, KY., Abo El-Saad, AM., Talha, MM et Hussein, AA ., 2013.** Oxidative stress on land snail *Helix aspersa* as a sentinel organism for ecotoxicological effects of urban pollution with heavy metals. *Chemosphere*. 93 (2013) 1131–1138.
- Aboua, F., et Boka K., 1996.** Les escargots géants comestibles d’Afrique : quelques aspects physiques et préparation en Côte d’Ivoire, *Nature et Faune*, 12 (4) : 2-9.
- Abouan, F., 1995.** Proximate analysis and mineral content of two giant African snails consumed in the Ivory Coast. *Tropical Science*. 35 (3) : 220-222.
- Adedeji, O., Olufemi Odufuwa, B.,HO, A., 2012.** Renforcer les capacités en cas de catastrophe d’inondation et de préparation aux risques et aux risques réduction au nigéria : besoin de spatplanification et gestion des terres. *Journal du développement durable en afrique* .14 : 1520-5509.
- Ait Hamlet, S., Bensoltane, S., Djekoun, M., Yassi, F., Berrebbah, H., 2012.** Modifications histologiques et paramètres biochimiques dans l'hépatopancréas du gastéropode terrestre *Helix aspersa* en tant que biomarqueurs de l'exposition aux insecticides néonicotinoïdes. *Journal africain de biotechnologie*. 11 (96) : 16277-16283.
- Alasalvar, C., Pelvan, E., Topal, B., 2010.** Effects of roasting on oil and fatty acid composition of Turkish hazelnut varieties (*Corylus avellana* L.). *International Journal of Food and Nutritional Sciences*. 61, 630–642.
- Al-Yaari, A., Wigneron, J.-P., Ducharne, A., Kerr Y., de Rosnay, P., de Jeu , R., Govind, A., Al Bitar , A., Albergel, C., Muñoz-Sabater, J., Richaume, P., Mialon, A., 2014.** Global-scale evaluation of two satellite-based passive microwave soil moisture datasets (SMOS and AMSR-E) with respect to Land Data Assimilation System estimates. *Remote Sensing of Environment*. 149, 181–195.
- Amiard-Triquet, C., and Amiard, J.C., 2008.** Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques, Tec et Doc edn.
- Amiard-Triquet, C., Berthet, B., 2015.** Biomarqueurs individuels. In: *Écotoxicologie aquatique: outils avancés pour faire face aux risques émergents* Académique. 153–182.
- Amiard-Triquet, C., Rainbow, P.S., Roméo, M., 2011.** Tolerance to Environmental Contaminants. CRC Press, Boca Raton.
- Andersen, AN., Fisher, A., Hoffmann, BD., Read, JL., Richards, R., 2004.** Utilisation d’invertébrés terrestres pour le suivi de la biodiversité dans les parcours australiens, avec une référence particulière aux fourmis. *Austral Ecology*. 29: 87–92.
- André, J., 1982.** Les peuplements de mollusques terrestres des formations végétales à *Quercus pubescens* Willd. Du Montpelliérais. *Premiers résultats*. *Malacologia*. 22: 483–488.
- Angeliki, L., Juan, C., Jean,B., Cinta, P., 2009.** Triphenyltin alters lipid homeostasis in females of the ramshorn snail *Marisa cornuarietis*. *Environmental Pollution*. 157 1714–1720.
- Shen, M., Bin, P., Li, H., Zhang, X., Sun, X., Duan, H., Niu, Y., Meng, T., Dai, Y., Gao, W., Yu, S., Gu, G., Zheng, Y., 2016.** Augmentation des niveaux d'adduits éthéno-ADN et de biomarqueurs de génotoxicité de exposition à long terme aux gaz d'échappement des moteurs diesel purs. *Science de l'environnement total*. 543 : 267–73.
- Angeliki, L., Juan, C. N., Jean B., Cinta, P., 2009.** Triphenyltin alters lipid homeostasis in females of the ramshorn snail *Marisa cornuarietis*. *Environmental Pollution*. 157 :1714–1720.
- Anne, P., 1945.** Sur le dosage rapide du carbone organique des sols. *Annales Agronomiques*.15, 161-172.
- Anup. KC., Ambika, K., Ghimire, L ., 2009.** État de la qualité des sols dans différentes régions du Népal. *Gestion de la fertilité des sols pour le développement durable*. 81-99.





- Ares A, Varela Z, Aboal J.R, Carballeira A, Fernández J.A., 2015.** Active biomonitoring with the moss *Pseudoscleropodium purum*: Comparison between different types of transplants and bulk deposition. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 120, 74–79.
- Arno, R., Hoffmann, R., Dietrich, P., 2004.** Influence of natural time-dependent variations of electrical conductivity on DC resistivity measurements. *Journal of Hydrology*. 285, 215–232.
- Astorg, P., Arnault, N., Czernichow, S., Noisette, N., Galan, P., Hercberg, S., 2011.** Dietary intakes and food sources of n-6 and n-3 PUFA in French adult men and women. *Lipids*. 39 : 527-535.
- Astorg, P., Couthouis, A., Bertrais, S., Arnault, N., Meneton, P., Guesnet, P., Alessandri, J.-M., Galan, P., and Hercberg, S. 2011.** Association of fish and long-chain n-3 polyunsaturated fatty acid intakes with the occurrence of depressive episodes in middle-aged French men and women. *Prostaglandins, leukot essent fatty acids*. 78, 171-182.
- Babczynski, P., And Arthur, E.L., 2005.** Environmental fate of spiromesifen (Oberon). *Planzenschutz-Nachrichten Bayer*. 58: 371-390.
- Baize, D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA, Paris, 408 p.
- Bakry, F., El-Homossany, K., Abd El-Atti, M.S., and Ismail, S.M., 2013.** Alterations in the fatty acid profile, antioxidant enzymes and protein pattern of *Biomphalaria alexandrina* snails exposed to the pesticides diazinon and profenfos. 46: 11–21.
- Bardgett, R., Freeman, C., and Ostle, N. J., 2008.** Microbial contributions to climate change through carbon cycle feedbacks, *International Society of Microbial Ecology*. 2, 805–814.
- Barker, G.M., 2001.** *The Biology of Terrestrial Molluscs*. CAB International, Oxon, Wallingford, UK, 567 p.
- Bationo, A., Job, K., Bernard, V., Boaz, W & Kimetu, J., 2007.** Dynamique, fonctions et gestion du carbone organique du sol dans les agro-écosystèmes ouest-africains. *Systèmes agricoles*. 94 : 13-25.
- Bauer, I., Crewther, D., Pipingas, A., Rowsell, R., Cockerell, R., et Crewther, S., 2010.** Les acides gras oméga-3 modifient le traitement visuel cortical humain - Une étude croisée en double aveugle. *PLoS ONE* 6 (12): e28214.
- Baur, A., Minorette, N., Baur, B., 2009.** Effects of Soil Type and adult Size on Mating and Propensity and Reproductive Output in Two Populations of the Land Snail *Arianta arbustorum* (Linnaeus). *Malacologia*. 51(1): 1-11.
- Beeby, A., and Richmond, L., 2002.** Evaluating *Helix aspersa* as a sentinel for mapping metal pollution. *Ecological indicators*. 1, 261–270.
- Beeby, A., Richmond, L., and Herpe, F., 2002.** Le plomb réduit la masse de la coquille des escargots de jardin juvéniles (*Helix aspersa*). *Environmental Pollution*. 120 (2002) 283–288.
- Belhiouani, H., El-Hadef El-Okki, M., Afri-Mehennaoui, FZ., and Sahli, L., 2019.** Terrestrial gastropod diversity, distribution and abundance in areas with and without anthropogenic disturbances, Northeast Algeria. *Biodiversitas*. 20 (1): 243-249.
- Benchaâbane, S., Aribi, N., Kilani-Morakchi, S., and Chaabane, M., 2016.** Delayed Toxic Effects of Spinosad on G1 Progeny of an Invasive Species, *Tuta absoluta* (Lepidoptera: Gelechiidae). *African Entomology* Vol. 24, No. 2, 2016.
- Berger, B., Dallinger, R., Thomaser, A., 1955.** Quantification de la métallothionéine comme biomarqueur de l'exposition au cadmium chez les gastéropodes terrestres. *Toxicologie environnementale*. 14 :05. 781. 791.
- Berthet, B., 2008.** Les espèces sentinelles. Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques, Amiard, Jean-Claude and Amiard-Triquet, Claude (Eds.), Lavoisier, Paris, pp. 121-125.





- Bertrand, N., Grenier, P., Mahmoudi, M., Eliana M., Lima, Eric, A., Appel, Dormont, F., Lim, JM., Karnik, R., Langer, R., et Omid F., 2017. Compréhension mécaniste de la formation corona des protéines in vivo sur les nanoparticules polymères et impact sur la pharmacocinétique. *Communications de la nature*. 8 : 777.
- Bi J.L and Toscano C.N., 2007. Current status of the greenhouse whitefly, *Trialeurodes vaporariorum*, susceptibility to neonicotinoid and conventional insecticides on strawberries in southern California, 63:747–752.
- Bi, J.L., et Toscano, N.C., 2007. Efficacité du Spiromesifen contre l'aleurode des serres (Homoptera: Aleyrodidae) sur la fraise. *Hort Science*. 42 :285–288.
- Bielen, A., Bošnjak, I., Sepčić, K., 2016. Differences in tolerance to anthropogenic stress 550 between invasive and native bivalves. *Science of The Total Environment*, 543, Part A, 551 449–459.
- Bielza, P., Contreras, J., Quinto, V., Izquierdo, J., Mansanet, V. & Elbert, A., 2005. Effects of Oberon 240 SC on bumblebees pollinating greenhouse tomatoes. *Pflanzenschutz Nachrichten Bayer*. 58: 469-484.
- Bielza, P., Contreras, J., Quinto, V., Izquierdo, J., Mansanet, V. and Elbert, A. 2005. Effects of Oberon 240 SC on bumblebees pollinating greenhouse tomatoes. *Pflanzenschutz Nachrichten Bayer*. 58: 469-484.
- Bielza, P., Fernández, E., Gra'valos, C., Izquierdo, J., 2009. Testing for non-target effects of spiromesifen on *Eretmocerus mundus* and *Orius laevigatus* under greenhouse conditions. *Biological Control*.54:229–236.
- Bligh E. G., and Dyer W. J., 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. 37(8): 911-917.
- Boldina, I., Beninger, P.G., Le Coz, M., 2009. Effect of long-term mechanical perturbation on intertidal soft-bottom meiofaunal community spatial structure. *Journal of Sea Research*. 85, 85–91.
- Bonnet, J.C., Aupinel P. et Vrillon, J.L., 1990. L'escargot *Helix aspersa*, biologie, élevage. Du laboratoire au terrain. INRA. pp.1-5.
- Boopathi, T., Meena, K., Ravi, M., Thirunavukarasu, K., 2017. Impact of insecticides on spiralling whitefly, *Aleurodicus dispersus* (Hemiptera: Aleyrodidae) and its natural enemy complex in cassava under open field conditions. *Crop Protection*. 94:137-143.
- Boschi, C., Baur, B., 2008. La gestion des pâturages affecte la diversité des escargots terrestres dans les prairies calcaires pauvres en nutriments. *Écologie fondamentale et appliquée*. 9 (6): 752-761.
- Boshoff, M., Jordaens, K., Baguet, S., and Bervoets, L., 2015. Trace metal transfer in a soil–plant–snail microcosm field experiment and biomarker responses in snails. *Ecological Indicators*. 48-636–648.
- Boudechiche L., 2007. Biodiversité des hélicidés du Parc National d'El-Kala (extrême Nord-Est Algérien). *Bulletin de l'INSTM.*, 12 (NS) : 12-123.
- Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*. 72: 278-254.
- Brady, N.C. & Weil, R., 2002. The nature and properties of soils 13th edition. New Jersey: Pearson Education.
- Bretschneider, T., Benet-Buchhol, J., Fisher, R. and Nauen, R. 2003. Spirodiclofen and spiromesifen - novel acaricidal and insecticidal tetronic acid derivatives with a new mode of action. *Chimia*. 57: 697-701.
- Bretschneider, T., BENET-BUCHHOL, J., FISHER, R. and NAUEN, R. 2003. Spirodiclofen and spiromesifen - novel acaricidal and insecticidal tetronic acid derivatives with a new mode of action. *Chimia*. 57, 697-701.





- Bretschneider, T., Benet-Buchhol, J., Fisher, R. and Nauen, R., 2003.** Spirodiclofen and spiromesifen - novel acaricidal and insecticidal tetronic acid derivatives with a new mode of action. *Chimia*. 57: 697-701.
- Bruneton, J., 2009.** Pharmacognosie -Phytochimie, plantes médicinales, 4e éd., revue et augmentée, Paris, Tec et Doc-Éditions médicales internationales ISBN: 978-2-7430-1188-8. 1288p.
- Bullock, P., Fedoroff, N., Jongerius, A., Stoops, G and Tursina, T., 2005.** Handbook for soil thin section description. Albrighton: Waine Research Publications. 152 p.
- Burch, J.B., 1955.** Some ecological factors of the soil affecting the distribution and abundance of land snails in Eastern Virginia. *Nautilus*. 69 (2): 62–69.
- Cadart, J., 1975.** Les Escargots. Biologie-Elevage-Parcage-Histoire-Gastronomie-Commerce. 38 Figures.
- Cai, J., Wu, J., Zhang, H., Fang, L., Huang, Y., Yang, Y., Zhu, X., Li, R., Li, M., 2013.** La régulation à la baisse de miR-186 est en corrélation avec une faible survie dans l'adénocarcinome pulmonaire, où elle interfère avec la régulation du cycle cellulaire. *Cancer research*. 73 : 756–766.
- Calisi, A., Zaccarelli, N., Lionetto, MG., Schettino, T., 2013.** Analyse intégrée des biomarqueurs chez le ver de terre *Lumbricus terrestris*: application à la surveillance de la pollution des sols par les métaux lourds. *Chemosphere*. 90 (11): 2637-44.
- Cameron, R.A.D., 1973.** Some woodland mollusc faunas from southern England. *Malacologia* 14, 355–370.
- Cameron, RAD., Killeen, IJ., 2003.** Limaces terrestres et escargots. Dans: David L. Hawksworth (éd.) La faune changeante de la Grande-Bretagne et de l'Irlande. Série de volumes spéciaux de la Systematics Association, 62.
- Capo, X., Tejada, S., Box, A., Deudero, S., and Sureda, A., 2015.** Oxidative status assessment of the endemic bivalve *Pinna nobilis* affected by the oil spill from the sinking of the Don Pedro. *Marine Environmental Research*. 15: 243-249.
- Carla O. Silvaa, Sara C. Novaisa, Luís M.F. Alvesa, Amadeu M.V.M. Soaresb, Carlos Baratac and Marco F.L. Lemosaa., 2019.** Linking cholinesterase inhibition with behavioural changes in the sea snail *Gibbula umbilicalis*: Effects of the organophosphate pesticide chlorpyrifos. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 225 (2019) 108570.
- Casado, J., Brigden, K., and Johnston, P., 2018.** Screening of pesticides and veterinary drugs in small streams in the European Union by liquid chromatography high resolution mass spectrometry. *Science of the Total Environment*. 670 (2019) 1204–1225.
- Cavaletto, M., Ghezzi, A., Burlando, B., Evangelisti, V., Ceratto, N., Viarengo, A., 2002.** Effect of hydrogen peroxide on antioxidant enzymes and metallothionein level in the digestive gland of *Mytilus galloprovincialis*. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 131, 447,455.
- Chagnon M., Kreutzweiser, D., P., Mitchell E., Morrissey, A., Noome, A., and Van der Sluijs JP., 2015.** Risks of large scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 119-134.
- Chevalier, L., Desbuquois, C., Le Lannic J. & Charrier, M., 2001.** Poaceae in the natural diet of the snail *Helix aspersa* Müller (Gastropoda, Pulmonata). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III. Sciences de la Vie.*, 324 (11) : 979-987.
- Chevallier, H., 1982.** Facteurs de croissance chez les Gastéropodes Pulmonés Terrestres paléarctiques en élevage, *Haliotis*. 12: 29-46.
- Chevallier, H., 1992.** L'élevage des escargots. Production et préparation du Petit-gris. Edition Du Point Vétérinaire, Maisons-Alfort, 144 pages.







- Chukwuka, C., Ejere, V., Asogwa, C., Nnamonu, E., Okeke, O., Odii, E., Ugwu, G., Okanya, L., Levi, C., 2014. Eco-physiological adaptation of the land snail *Achatina achatina* (Gastropoda: Pulmonata) in tropical agro-ecosystem. The Journal of Basic and Applied Zoology. 2014.06.001.
- Cicero, A. Giangrosso, G. Cammilleri, G. Macaluso, A. Currò, V. Galuppo, L. Vargetto, D. Vicari, D. Ferrantelli, V., 2015. Microbiological and Chemical Analysis of Land Snails commercialised. Italian Journal of Food Safety, 4, 2.
- Clarke, KR., and Warwick, RM., 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness ». Marine Ecology-Progress Series. 216, p. 265-278.
- Clément, M., Piltain, F., Jeanroy E., 2003. Analyses chimique des sols : Méthodes choisies. Tec & do.
- Codjia, JTC., et Noumonvi, RCG., 2002. Les escargots géants. Guide technique d'élevage n°2, Bureau pour l'Echange et la Distribution de l'Information sur le mini élevage.
- Coeurdassier, M., 2001. Utilisation de mollusques gastéropodes pulmonés terrestres (*Helix aspersa*) et aquatiques (*Lymnia stagnalis* et *Lymnia palustris*) comme indicateurs de pollution par les éléments métalliques et les xénobiotiques. Thèse Univ. Franche Comté, France, 281p.
- Coeurdassier, M., Gomot-de Vaufleury, A., Lovy C. & Badot, P.M., 2002. Is the cadmium uptake from soil important in bioaccumulation and toxic effects for snails? Ecotoxicology and Environment. Safety, 53, 425-431.
- Coeurdassier, M., Saint-Denis M., Gomot-de Vaufleury, A., Ribera, D. and Badot P.M. 2001. The garden snail (*Helix aspersa*) as bioindicator of organophosphorus exposure: effects of dimethoate on survival, growth and acetylcholinesterases. Journal of Environmental Chemistry and Toxicology. 20, 1951-1957.
- Coeurdassier, M., Scheffler R., Mench M., Crini N., Vangronsveld J. & de Vaufleury A., 2010. Arsenic transfer and impact on snails exposed to stabilized and untreated As-contaminated soils. Environmental pollution, 158: 2078-2083.
- Colwell, R.K. 2009. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application.
- Coney, CC., Tarpley, WA., Warden, JC. Et Nagel, JW., 1982. Etudes écologiques des escargots terrestres dans le bassin fluvial Hiwassee du Tennessee, USA Malacological Review. vol. 15, p. 69-106.
- Constantina, A., Hossu, AC., Mitincu, C., Artmann, M., Hersperger, A., 2020. Une évaluation de la qualité des plans environnementaux : aborder les perspectives rationnelles et communicatives. Journal of Environmental Management. 256 (2020) 109984.
- Cortet, J., De Vaufleury, A., Poinsothalaguer, N., Gomot, L., Texier, C., Cluzeau, D., 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. European Journal of Soil. 35, 115e134.
- Da Silva Souza, T., Aparecida Christofolletti, C., Bozzatto, V., Silvia Fontanetti, C., 2014. The use of diplopods in soil ecotoxicology – A review. Ecotoxicology and Environmental Safety. 103 (2014) 68–73.
- Daget, J., 1976. Les modèles mathématiques en écologie 8 ; P.165-170 en Masson (Paris, New York).
- Dajoz, R. 2006. Précis D'écologie. 8th edn. Numéro 4152. Dunod, Paris: d'Écologie Fondamentale et Appliquée. Ecology dictionary. 8th edn. Number 4152. Dunod, Paris: Fundamental and applied ecology. Gauthier-Villars.
- Dajoz, R., 1971. Précis d'écologie. Paris : Dunod, (2° ed).
- Dajoz, R., 1985. Précis d'écologie. Ed. Bordas, Paris, 505 p.







- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1, 3-10.
- Dallinger R., Lagg B., Egg M, Schipflinger R., and Chabicovsky M., 2004. Cd accumulation and Cdmetallothionein as a biomarker in *Cepaea hortensis* (Helicidae, Pulmonata) from laboratory exposure and metal-polluted habitats. *Ecotoxicology*, 13(8), 757-772.
- Dallinger , R.,Bernhard Lagg , B., Oeuf de Margit ,O.,Rouven Schipflinger, R.,Monika Chabicovsky , M. 2004. Accumulation de Cd et Cd – métallothionéine en tant que biomarqueur chez *Cepaea hortensis* (Helicidae, Pulmonata) résultant d'une exposition en laboratoire et d'habitats pollués par les métaux. *Écotoxicologie* le volume 13, pages757 – 772.
- Dallinger, R., 1994. Invertebrate organisms as biological indicators of heavy metals pollution. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 48, 27-31.
- Dallinger, R., Berger B., Triebkorn-Köhler R., Köhler H., 2001. Soilbiology and ecotoxicology, in: Barker, G.M. (Ed.), *The biology of terrestrialmolluscs*. CABI, Wallingford, pp. 489–525.
- Dallinger, R., Janssen, H.H., Bauer-Hilty, A., Berger, B., 1989. Characterization of an inducible cadmium-binding protein from hepatopancreas of metal-exposed *slugs* (Arionidae, Mollusca). *Comparative Biochemistry and Physiology*.92, 355e360.
- Daly, K., Styles, D., Llor, S., and Wall, D. P., 2015. Phosphorus sorption, supply potential and availability in soils with contrasting parent material and soil chemical properties. *European Journal of Soil Science*, July 2015, 66, 792–801.
- Damerdji, A., 2001. Impact des facteurs abiotiques et biotiques sur la taille des coquilles de *Sphincterochila candidissima* (Mollusca – Sphincterochilidae) dans la région de Tlemcen (Algérie). *Revue Semes., I.N.R.A.A.*, 9, 10 –109.
- Damerdji, A., 2008. Contribution à l'étude écologique de la malacofaune de la zone Sud de la région de Tlemcen (Algérie). Université Aboubakr BELKAID-Tlemcen. *Afrique Science*, 04 (1) : 138-153.
- Damerdji, A., Ladjmi, L., Doumandji, S., 2005. Malacofaune associée à *rosmarinus officinalis* L. (Labiatae) : Inventaire et aperçu bioécologique près de Mansourah (Tlemcen, Algérie). *Sciences and Technologie. C – N°23* : 11-20.
- Damerdji, A., Meniri, R., 2014. Contribution à l'étude écologique des Gastéropodes dans les stations à *Juniperus oxycedrus* L. (*Cupressacées*) dans les Monts de Tlemcen (Algérie nord-occidentale). *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie* 10.
- Kowalczyk-Pecka, D., Kowalczuk-Vasilev, E., Puchalskic, A., and Klebaniuk, R., 2018. Peroxidation and unsaturation indices as potential biomarkers of multifarious zinc and copper micro-supplementation in *Helix pomatia* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 148 (2018) 713–720.
- De Vaufleury A., Fritsch C., Gimbert F., Pauget B., Cœurassier M., Crini N. et Scheifler R., 2009. Utilisation et intérêts des escargots et des micromammifères pour la bioindication de la qualité des sols. *Etude et Gestion des Sols*, vol. 16/3-4, pp. 203-21.
- De Vaufleury, A., Gimbert, F., 2009. Obtention du cycle de vie complet d'*Helix aperta* Born de sites tunisiens en conditions contrôlées. Influence de la photopériode. *Comptes Rendus Biologies*. 332 (2009) 795–805.
- De Vaufleury, A., Cœurassier, M., Pandard, P., Scheifler, R., Lovy, C., Crini Pierre, N., and Badot, M., 2006. Comment les escargots terrestres peuvent être utilisés dans l'évaluation des risques des sols. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25: 797–806.
- Dekeyser, M.A.. 2005. Acaricide mode of action. *Pest Manag. Sci.*, 61: 103-110.
- Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F.T., Reich, P.B., Jeffries, T.C., Gaitan, J.J., Encinar, D., Berdugo, M., Campbell, C.D., Singh, B.K., 2016. Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. *National Communication*. 7, 10541–10548.





- Depledge, M.H., Fossi, M.C., 1994.** The role of biomarkers in environmental assessment (2). Invertebrates. *Ecotoxicology*. 3, 161–172 (1994).
- Devau, N., Le Cadre, E., Hinsinger, P and Gérard, F., 2009.** Soil pH controls the environmental availability of phosphorus: experimental and mechanistic modelling approaches. *Appl Geochem*. 24:2163–2174
- Dhadialla, T.S., Retnakaran, A. & Smagghe, G., 2005.** Insect growth and development disrupting insecticides. In: Gilbert, L.I., Ko stas, I. and Gill, S. (eds.) *Comprehensive Insect Molecular Science*. Vol. 6. Pergamon Press, New York, NY; 6: 55-116.
- Dinon, E., et Gerstmans, A., 2008.** L’Influence du pH sur l’assimilation des éléments nutritifs du sol par les plantes et sur la variété des plantes. Université de Liege, Printemps des Sciences, 4p. [www2.ulg.ac.be/sciences/printemps/pedagogique/1151.pdf](http://www2.ulg.ac.be/sciences/printemps/pedagogique/1151.pdf).
- Donatella, C., and Caterina F., 2019.** *Helix aspersa* as sentinel of development damage for biomonitoring purpose: A validation study. *Molecular reproduction and development* 2019; 1–9.
- Dorana, JW., et Zeiss, MR., 2002.** Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*. 15 (2000) 3–11.
- Douafer, L., & Soltani N., 2014.** Inventory of Land Snails in Some Sites in the Northeast Algeria: Correlation with Soil Characteristics. *Advances in Environmental Biology*. 8(1): 236-243.
- Douafer, L., & Soltani, N., 2014.** Inventory of Land Snails in Some Sites in the Northeast Algeria: Correlation with Soil Characteristics. *Advances in Environmental Biology*. 8(1): 236-243.
- Douafer, L., Zaidi, N., et Soltani, N., 2020.** Variation saisonnière des réponses des biomarqueurs chez *Cantareus aspersus* et propriétés physico-chimiques des sols du nord-est de l’Algérie. *Science de l’environnement et recherche sur la pollution*. 27 (6): 24145-24161.
- Douafer, L., 2010.** Evaluation de la pollution des sols de quelques biotopes de l’Est algérien par l’utilisation d’un bioindicateur, *Helix aspersa* (Mollusca, Gasteropoda) : inventaire, activité enzymatique et composition physico-chimique du sol. Mémoire de magistère en biologie animale, option Ecotoxicologie. Département de biologie, Université d’Annaba. 98p.
- Douglas, DD., Brown, DR., Pederson, N., 2013.** La diversité des escargots terrestres peut refléter les degrés de perturbation anthropique. *Écosphère* 4: art 28.
- Draper, H.H. and Hadley, M., 1990.** Malondialdehyde determination as index of lipid peroxidation. *Methods in Enzymology*., 186: 241-431.
- Drouineau, G., 1942.** Dosage rapide du calcaire actif des sols. *Ann. Agron.*, 441-450.
- Druart, C., Gimbert F., Scheifler R. & de Vaufleury A., 2017.** A full life-cycle bioassay with *Cantareus aspersus* shows reproductive effects of a glyphosate-based herb. *Environmental Pollution*. 226: 240-249.
- Franzle O., 2006.** Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecological Indicators*. 6 .114–136.
- Druart, C., Scheifler, R., de Vaufleury, A., 2010.** Towards the development of an embryotoxicity bioassay with terrestrial snails: Screening approach for cadmium and pesticides. *J. Hazard. Mater*. 184, 26–33.
- Durkaleca, M., Kolendab, R., Owczarekg, T., Szkodaa, J., Nawrockaa, A., Grzegrzólkac, J., Dzięgielec, P., Sochae, P., Kołaczf, R., Schierackb, P., Żmudzkia, J., and Posyniaka, A., 2017.** Expression of metallothionein in the liver and kidneys of the red deer (*Cervus elaphus L.*) from an industrial metal smelting area of Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 137 (2017) 121–129.





- Duthil, J., 1971. *Elément d'Ecologie et d'Agronomie*. Ed. J.B. Baillièrre et fils. Paris. Dunod, 159 p.
- Dvorak, M., Lackner, R., Niederwanger, M., Rotondo, C., Schnegg, R., Ladurner, P., Pedrini-Martha, V., Salvenmoser, W., Kremser, L., Lindner, H., García-Risco, M., Calatayud, S., Albalat, R., Palacios, O., Capdevila, M., Dallinger, R., 2018. Metal binding functions of metallothioneins in the slug *Arion vulgaris* differ from metal-specific isoforms of terrestrial snails. *Metall* 10, 1638-1654.
- El-Gendy, KS., Radwan, MA., Amira F. Gad, A., Awatef E. Khamis, A., et El-Sayed H. Eshra., ES., 2019. Caractéristiques physiologiques des escargots terrestres *Theba pisana* comme critères d'évaluation simples pour évaluer l'exposition à certains polluants. *Science de l'environnement et recherche sur la pollution* le volume 26, pages.6 922 – 6930.
- El-Shenawy, NS., Mohammadden, A., and Hessenan Al-Fahmie, Z., 2012. Using the enzymatic and non-enzymatic antioxidant defense system of the land snail *Eobania vermiculata* as biomarkers of terrestrial heavy metal pollution. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 84 (2012) 347–354.
- Evanylo, G., and McGuinn, R., 2002. *Agricultural Management Practices And Soil Quality: Measuring, assessing, and comparing laboratory and field test kit indicators of soil quality attributes*. Extension Specialist and Former Research Associate, respectively, Crop and Soil Environmental Sciences, Virginia Tech. 452-400.
- Fan, W., Wu, J., Ahmed, S., Hu, J., Chen, X., Li, X., Zhu, X., and Opoku-Kwanowaa, Y., 2020. Short-Term Effects of Different Straw Returning Methods on the Soil Physicochemical Properties and Quality Index in Dryland Farming in NE China. *Sustainability* 2020, 12, 2631.
- Faria, N.M.X., Rosa, J.A.R., Facchini, L.A., 2009. Poisoning by pesticides among family fruit farmers, Bento Gonçalves, Southern Brazil. *Rev. Saude Publ.* 2009, 43, 335–344.
- Ferdenache, M., Bezzar-Bendjazia, R., Marion-Poll, F., & Kilani-Morakchi, S., 2017. Transgenerational effects from single larval exposure to azadirachtin on life history and behavior traits of *Drosophila melanogaster*. *Nature. Scientific Reports* (2019) 9:17015.
- Fernandez-Iglesias, A., Pajuelo, D., Quesada, H., Diaz, S., Blade, C., Arola, L., Salvado, MJ., and Mulero, M., 2014. Grape seed proanthocyanidin extract improves the hepatic glutathione metabolism in obese Zucker rats. *Molecular Nutrition Food Research* 2014, 58, 727–737.
- Fierer, N., Nemergut, D., Knight, R. et Craine, JM. 2009). Changements dans le temps: intégrer les microorganismes dans l'étude de la succession. *Research in Microbiology*, 161, 635–642.
- Filimonova, V., De Troche, M., Gonçalves, F., Marquesa, J.C., Marquesb, S.J., Gonçalvesa, A.M.M., and De Laender, F., 2018. Effects of a herbicide and copper mixture on the quality of marine plankton. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 156 9–17.
- Finkel, O.M., Castrillo, G., Herrera Paredes, S., Salas González, I., Dangl, J.L., 2017. Understanding and exploiting plant beneficial microbes. *Current Opinion in Plant Biology*. 38, 155–163.
- Fokina, NN., Bakhmet, I.N., and Nemova, N.N., 2013. Effet coopératif du pétrole brut et de la faible salinité sur la composition lipidique des glandes digestives des moules bleues de la mer Blanche *Mytilus edulis*. *Actes de l'Institut zoologique RAS* 320 (3): 357-366.
- Fossi Tankoua, O., Buffet, P.E., Amiard, J.C., Berthet, B., Mouneyrac, C., Amiard-Triquet, C., 2013. Integrated assessment of estuarine sediment quality based on a multi-biomarker approach in the bivalve *Scrobicularia plana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 56-77.11.004.





- Fraixedas, S., Lindé, A., Piha, M., Cabeza, M., Gregory, R., Lehtikoinen, A. 2020. A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. *Ecological Indicators*. 118-106728.
- Francesco, G., Gaetano, G., Ulrici, A., Calvini, R., Pulvirenti, A., Cascio, G., Macaluso, A., Vella, A., Cicero, N., Amato, A., and Ferrantelli, V., 2019. Land Snails as a Valuable Source of Fatty Acids: A Multivariate Statistical Approach. *Foods*. 89-11.8.676.
- Franzle, O., 2006. Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecological Indicators* 6 (2006) 114–136.
- Fritsch, C., Coeurdassier, M., Gimbert, F., Crini, N., Scheifler, R. and de Vaufléury A., 2011. Investigation of response to metal pollution in land snail populations (*cantareus aspersus* and *cepaea nemoralis*) from a smelter-impacted area. *Ecotoxicology*. 20.739-759.
- Fu, J., Wang, Y., Zhang, A., Zhang, Q., Zhao, Z., Wang, T., and Jiang, G., 2011. Spatial distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in an e-waste dismantling region in Southeast China: Use of apple snail (Ampullariidae) as a bioindicator. *Chemosphere*. 82-648–655.
- Funesto, E.G.M., Flores, M.J.L., 2017. Effects of physicochemical factors and the local ecological knowledge on the population of *helicostyla daphnis* (broderip, 1841) in borbon and sogod, cebu, philippines. *Applied Ecology And Environmental Research* 15(3):1455-1471.
- Gaillard J., 1991. Les Mollusques. Document polycopie du module de la conférence sur les animaux venimeux au Muséum d'Histoire Naturelle de Paris, juillet 99. pp. 1-18.
- Gaillard, J., 1991. Les Mollusques. Document polycopie du module de la conférence sur les animaux venimeux au Muséum d'Histoire Naturelle de Paris, juillet 99. pp. 1-18.
- Galloway, T.S., Sanger, R.C., Smith, K.L., Fillmann, G., Readman, J.W., Ford, T.E. and Depledge, M.H., 2002. A multibiomarker approach to environmental assessment. *Environmental Science and Technology* 36, 2219-2226.
- Galloway, TS., et Depledge, M., 2001. Immunotoxicité chez les invertébrés : mesure et pertinence écotoxicologique. *Écotoxicologie* le volume 10, pages 5 - 23.
- Gauchers, F., & Soltser, H., 1981. *Base de la production végétale : le sol*, Edition Techniques agricoles.
- Geret, F., Serafim, A., Afonso Barreira, L., João Bebianno, M., 2020. Response of antioxidant systems to copper in the gills of the clam *Ruditapes decussatus*. *Marine Environmental Research*. 54(3-5):413-7.
- Gill, S., Handley, JF., and Pauleit, S., 2018. Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environment* 33(1):115-133
- Gillet, B., Cottet, M., Destanque, T., Kue, K., Descloux, SF., Chanudet, V., Hughes, S., 2018. Direct fishing and DNA metabarcoding for biomonitoring during a 3-year survey significantly improves number of fish detected around a South East Asian reservoir. *PLoS ONE* 13,12-0208592.
- Godin, M., Feinbert, M.H., and Ducauze, C.J., 1985. Modeling of soil contamination by air - borne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution*, 10, 97-114.
- Godin, P.M., 1984. Analyse et traitement des sols pollués. Projet de cahier technique, Secrétariat chargé de l'environnement, 155 pages.
- Godin, P.M., 1984. Analyse et traitement des sols pollués. Projet de cahier technique, Secrétariat chargé de l'environnement, 155p.
- Goldsworthy, G.J., Mordue W., Guthkelch J., 1972. Studies on insect adipokinetic hormones. *General and Comparative Endocrinology*, 18(3): 545-551.







- Gomot de-Vaufleury, A. & Pihan F., 2000.** Growing snails as sentinels to evaluate terrestrial environment contamination by trace elements. *Chemosphere*. 40: 275-284.
- Gomot, A. 1997.** Effets des métaux lourds sur le développement des escargots. Utilisation des escargots comme bio-indicateurs de pollution par les métaux lourds pour la préservation de la santé de l'homme. *Bulletin de L'Académie Nationale de Médecine*, 181, 59-75.
- Gomot, A., 1997.** Effets des métaux lourds sur le développement des escargots. Utilisation des escargots comme bio-indicateurs de pollution par les métaux lourds pour la préservation de la santé de l'homme bulletin de l'Académie National de Médecine. 181: n°1,59-75, séance du 28 janvier 1997.
- Gomot, A., Gomot L., Boukraa S., Bruckert S., 1989.** Influence of soil on the growth of the land snail *Helix Aspersa*. An experimental study of the absorption route for the stimulating factors. *Journal of Molluscan Studies*. 55, 1-7.
- Grall, J. et Coïc, N., 2005.** Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. *Rebent. Réseau Benthique*.
- Grara N., Atailia A., Boucenna M., Khaldi F., Berrebbah H., Djebbar M., 2008.** Effects of Heavy Metals on the Snails *Helix aspersa*. *Bioindicators of the Environment Pollution for Human Health*. 241 : 10-12.
- Grara, N., 2011.** Evaluation de la toxicité de certains polluants industriels sur un animal bioaccumulateur (gastéropode *Helix aspersa*) : Cas des métaux. Thèse en science de la vie, Option: Toxicologie cellulaire, Université de Annaba, 120p.
- Grara, N., Boucenna M., Atailia, A., Berrebbah, H. et Djebbar, M.R., 2012.** Etude expérimentale de la bioaccumulation des éléments traces métalliques Cd, Cu, Zn et Pb chez l'escargot *Helix aspersa*. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*. 34(2):183-187.
- Gros, R., 2002.** Fonctionnement et qualité des sols soumis à des perturbations physiques et chimiques d'origine anthropique : réponses du sol, de la flore et de la microflore bactérienne tellurique. Thèse. pp243.
- Grzimek, B., & Fontaine M., 1973.** Spatial effects of deadwood structures in land snails (Mollusca gastropoda). *Forest and wood*, 64(2): 22-27.
- Guo, Z., Sevrioukova, IF., Denisov, IG., Zhang, X., Chiu, TL., Thomas, DG., Hanse, EA., Cuellar, RAD., Grinkova, YV., Wankhede Langenfeld, V., Swedien, DS., Stamschror, JD., Alvarez, J., Fernando, L., Galván, A., Kyung Bae, J., Wulfkuhle, JD., Gallagher, RI., and Potter, D., 2017.** Heme Binding Biguanides Target Cytochrome P450- Dependent Cancer Cell Mitochondria. *Cell Chemical Biology*. 19: 1259-1275.6.
- Habig, W. H., Pabst, M.J., Fleischner, G., Arias, IM., and Jakoby, W.B., 1974.** The identity of glutathione S-transferase B with ligandin, a major binding protein of liver." *Proc Natl Acad Sci U S A* 71(10): 3879-3882.
- Habig, W.H., Pabst, M.J., Jacoby, W.B., 1974.** The glutathione S-transferase: The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *The Journal of Biological Chemistry*, 249: 7130-7139p.
- Hagger, A., Jones, J., Leonard, P., Owen, R., et Galloway, TS., 2006.** Biomarqueurs et évaluation intégrée des risques environnementaux : y a-t-il plus de questions que de réponses? *Évaluation et gestion intégrées de l'environnement* 2 (4): 312-29.
- Hammadi, A., 2018.** Détermination de quelques métaux lourds dans les sédiments. Impact sur l'environnement. Thèse de doctorat en science, option chimie analytique. Département de chimie, Université d'Annaba. 165 p.
- Hany, H., 2015.** Biological aspects and population dynamics of three terrestrial snails infesting fruit trees in Egypt. *Eco. Ento. Agri. Zool. Dep. Fac. Of Agric., Monoufia Univ. Egypt Int. International Journal of Advanced Research in Biological*. 2(1): 169 – 180.





- Hawkins, N.J., Bass, C., Dixon, A. et Neve, P., 2018. Les origines évolutives de la résistance aux pesticides . Examens biologiques. 10.1111 / brv.12440.
- Heiba, F., Mortada, M., Geassa1, A, Atlam, I and Sahar, I. A 2018. Terrestrial Gastropods: Survey and Relationships between Land Snail Assemblage and Soil Properties. Plant Prot. and Path. (3): 219 – 224, 2018.
- Hermida, J., Outeiro, A., Rodr´iguez, T., 1994. Biogeography of terrestrial gastropods of north west Spain. J. Biogeography 21, 207–217.
- Hermida, J., Outeiro, A., Rodriguez, T., 1994. Biogéographie des gastéropodes terrestres du nord-ouest de l'Espagne. Journal of Biogeography 21, 207-217.
- Hispard, F., Schuler D., de Vaufleury A., Scheifler R., Badot P.M., et al., 2008. Metal distribution and metal- lothionein induction after cadmium exposure in the terrestrial snail *Helix aspersa* (Gastropoda, Pulmonata). Environmental Toxicology and Chemistry. 27: 1533–1542.
- Höckner, M., Stefanon, K., de Vaufleury, A., Monteiro, F., Perez-Rafael, S., Palacios, O., Capdevila, M., Atrian, S., Dallinger, R., 2011. Physiological relevance and contribution to metal balance of specific and non-specific metallothionein isoforms in the garden snail, *Cantareus aspersus*. Biometals 24, 10791092.
- Hointink, HAJ., Boehm, M., 1998. La lutte biologique dans le contexte des communautés microbiennes du sol: un phénomène dépendant du substrat. Revue annuelle de phytopathologie. 37: 427-446.
- Holland, BS., Cowie, RH., 2009. Modèles d'escargots terrestres dans la biogéographie insulaire: un conte de deux escargots. Amer Malac Bull 27: 59–68
- Hopkin, S.P., 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. Elsevier Applied science, NY, USA, 366 p.
- Horsak, M., Zeleny, D., Hajek, M., 2014. Land snail richness and abundance along a sharp ecological gradient at two samplinc scales: disentangling relationships. Journal of Molluscan Studies. 80 (3): 256-264.
- Hotopp, K P., 2002. Land snail and soil calcium in central appalachian mountain forest, Southeastern Naturalist, 1(1): 27-44.
- Hotopp, KP., Pearce, TA., Dourson, DC., 2008. Land Snails of the Cheat River Canyon, West Virginia (Gastropoda: Pulmonata). Banisteria, Number 31, pages 40-46.
- Hřibová, S., Gargošová, HZ., et Vávrová, M., 2014. Capacité de sorption du sol et son impact sur la contamination environnementale. Interdisciplinary Toxicology. Vol. 7(4): 177–183.
- Hvězďová, M., Kosubová, P., Košíková, M., Scherr, KE, Šimek, Z., Brodský, L ., 2018. Pesticides actuellement et récemment utilisés dans les sols arables d'Europe centrale. Science of the Total Environment. 613, 361–370.
- Ireland, MP., and Marigomez, I., 1991. The influence of dietary calcium on the tissue distribution of Cu, Zn, Mg and P and histological changes in the digestive gland cells of the snail *Achatina fulica* (Bowdich), Journal of Molluscan Studies, 58 (2): 157-168.
- Itziou, A et Dimitriadis, VK. 2011. Introduction de l'escargot terrestre *Eobania vermiculata* comme organisme bio-indicateur de la pollution terrestre à l'aide d'une batterie de biomarqueurs. Science de l'environnement total. 409: 1181 - 1192 .
- Jansson, J.K., Hofmockel, K.S., 2018. The soil microbiome—from metagenomics to metaphenomics. Current Opinion in Microbiology. 43, 162–168.
- Kaiser, J., 2001. Bioindicators and biomarkers of enviromental pollutions and assessment. Hartford, Science Publishers, 304p.
- Kallenbach, C.M., Grandy, A., Frey, S.D., 2016. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. Nature Communications in revision 1–10.







- Kammenga, JE, Dallinger, R, Donker, MH., 2000.** Biomarqueurs chez les invertébrés terrestres pour l'évaluation des risques du sol. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* .164: 93-147
- Kammenga, JE, Dallinger, R., Donker, MH., Kohler, HR., Simonsen, V., Triebkorn, R., et Weeks, JM., 2020.** Biomarqueurs chez les invertébrés terrestres pour l'évaluation des risques écotoxicologiques du sol. *Examens de la contamination environnementale et de la toxicologie*. 164, 93-147.
- Karatolos, N., Williamson, M. S., Denholm, I., Gorman, K., ffrench-Constant, R., and R. Nauen., 2012.** Resistance to spiromesifen in *Trialeurodes vaporariorum* is associated with a single amino acid replacement in its target enzyme acetyl-coenzyme A carboxylase. *Insect Molecular Biology* (2012) 21(3), 327–334.
- Karatolos, N., Williamson, M. S., Denholm, I., Gorman, K., ffrench-Constant, R., and R. Nauen., 2012.** Resistance to spiromesifen in *Trialeurodes vaporariorum* is associated with a single amino acid replacement in its target enzyme acetyl-coenzyme A carboxylase. *Insect Molecular Biology*. 21(3), 327–334.
- Katariaa, S., Baghelb, L., Jaina, M., and Guruprasadc, K.N., 2019.** Magnetopriming regulates antioxidant defense system in soybean against salt stress. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 18-101090.
- Katsuhiko Ito, Manabu Yoshikawa, Takeshi Fujii, Hiroko Tabunoki and Takeshi Yokoyama., 2016.** La pigmentation de la mélanine donne lieu à des taches noires sur les ailes du ver à soie *Bombyx mori*. *Journal de physiologie des insectes*. 91-92-100–106.
- Kay, B.D., and VandenBygaart, A.J. 2002.** Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil & Tillage Research* 66 (2002) 107–118.
- Kebapci U., 2008.** Survival and diversity of native and introduced snails in an urbanizing city in Turkey. *Nature*. 7 (2): 413-421.
- IPPUA, 2015.** Index des produits phytosanitaires à usage agricole. Direction de la protection des végétaux et des contrôles techniques. Ministère de l'agriculture, du développement rural et de la pêche, Algérie. 216 p.
- Keesstra, SD., Geissen, V., Mosse, K., Piiranen, S., Scudiero, E., Leistra, v., and van Schaik, L., 2012.** Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2012, 4:507–516.
- Kerney M., Cameron R., 2006.** Guide des escargots et Limaces d'Europe. Paris : Delachaux et Niestlé, 372 p.
- Kerney, M., Cameron, R. and Bertrand A, 2006.** A field guide to the land snails of Britain
- Kerney, MP, Cameron, RAD, Bertrand, A., 2006.** Guide des escargots et limaces d'Europe. Paris: Delachaux et Niestle.
- Keshavarzi, A., and Kumar, V., 2019.** Spatial distribution and potential ecological risk assessment of heavy metals in agricultural soils of Northeastern Iran. *Geology, Ecology, and Landscapes*. 2474-9508.
- Key, C.H. and Benson, N.C. 2006.** Landscape Assessment (LA). In: Lutes, D.C., Keane, R.E., Caratti, J.F., Key, C.H., Benson, N.C., Sutherland, S., Gangi, L.J. FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. LA-1-55.
- Khan Towhid, Osman, 2012.** Sols : Principes, propriétés et gestion. Sciences de l'environnement Sciences du sol.
- Khene, L., Berrebbah, H., Yahyaoui, A., Bouarroudj, T., Zouainia, S., Kahli, H., Bourayou, C., 2017.** Biomarkers Of Oxidative Stress, Lipid Peroxidation And Ros





- Production Induced By Tio2 Microparticles On Snails *Helix Aspersa*. Life sciences. 27. 2,127-133.
- Kilani-Morakchi, S., -Bendjazia, R., Ferdenache, M., Aribi, N., 2017.** Preimaginal exposure to azadirachtin affects food selection and digestive enzymes in adults of *Drosophila melanogaster* (Diptera: Drosophilidae). Pesticide Biochemistry and Physiology. 140: 58-64.
- Kimberling, DN., Karr, JR., Fore, LS., 2001.** Mesure des perturbations humaines à l'aide d'invertébrés terrestres dans la steppe arbustive de l'est de Washington (USA). Ecological Indicators. 1: 63–81.
- Kodandaram, MH., Yengkhom Bijen, K., Rai AB, Singh, B.2016.**Un aperçu des insecticides et acaricides avec de nouvelles chimies pour la gestion des ravageurs suceurs dans les cultures maraichères. Vegetable Science.43.1 12.2455-7552.
- Kononova, M., 1966.** Matière organique des sols, sa nature, son rôle dans la formation des sols et dans la fertilité des sols.
- Konrad, M. and Sommer, M., 2004.** Effects of soil properties and land management on the structure of grassland snail assemblages in SW Germany. Pedobiologia. 48: 193–203.
- Konrad, M., and Sommer, M., 2004.** Relationships between Land Snail Assemblage Patterns and Soil Properties in Temperate Humid Forest Ecosystems. Journal of Biogeography, Vol. 31, No. 4, pp. 531-545.
- Kontsedalov S., Zchori-Fein E., Chiel E., Gottlieb Y., Inbar M., and Ghanim M., 2008.** The presence of *Rickettsia* is associated with increased susceptibility of *Bemisia tabaci* (Homoptera: Aleyrodidae) to insecticides. 64:789–792.
- Kowalczyk-Pecka, D., S. Pecka and E. Kowalczuk-Vasilev, 2017.** Changes in fatty acid metabolism induced by varied micro-supplementation with zinc in snails *Helix pomatia* (Gastropoda Pulmonata). Ecotoxicology and Environmental Safety. 138: 223–230.
- Kowalczyk-Pecka, D., Kowalczuk-Vasilev, E., Puchalski, A., and Klebaniuk, R., 2018.** Peroxidation and unsaturation indices as potential biomarkers of multifarious zinc and copper micro-supplementation in *Helix pomatia* L. Ecotoxicology and Environmental Safety.148. 713–720.
- Kumari, S., Chauhan, U., Kumari, A., Nadda, G., 2015.** Comparative toxicities of novel and conventional acaricides against different stages of *Tetranychus urticae* Koch (Acarina: Tetranychidae). Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences. 16: 191-196.
- Kumari, S., Chauhan, U., Kumari, A., et Nadda, G., 2017.** Toxicités comparatives des acaricides nouveaux et conventionnels contre différents stades de *Tetranychus urticae* Koch (Acarina: Tetranychidae). Journal de la Société saoudienne des sciences agricoles.16 : 191-196.
- Kuypers, M.M.M., Marchant, H.K., Kartal, B., 2018.** The microbial nitrogen-cycling network. Nature Reviews Microbiology. 16, 263–276.
- Lafaurie, Narbonne et Galgani., 1992.** Indicateurs biochimiques de contamination de l'environnement marin. Analisis. 20, 27-33.
- Lafaurie, PM., 1998.** Biomarqueurs: les pollutions sous surveillance. Biofutur 179. Juin 1998 79.
- Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.-C., & Ramade, F., 1997.** Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux. Collection Écologie, Paris, Masson, 419 p.
- Lal, R., 2001.** Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. Science. 304 (5677): 1623-7.
- Landau-Ossondo, Rabia, N., Jos-Pelage, J., Marquet, L.M., Isidore, Y., Saint-Aime, C., Martin M., Irigaray, P., Belpomme, D., 2009.** Why pesticides could be a common cause of prostate and breast cancers in the French Caribbean Island, Martinique. An





- overview on key mechanisms of pesticide-induced cancer. *Biomedicine & Pharmacotherapy* 63. 383-395.
- Larba, R. and Soltani, N., 2014.** Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 4987–4995.
- Larba, R., and Soltani, N., 2014.** Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186:4987–4995.
- Laskowski, R., and Hopkin, S.P., 1995.** Effect of Zn, Cu, Pb and Cd on fitness in snail (*Helix aspersa*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 34, 59-69.
- Lazaridou-Dimitriadou M. & Saunders D., 1986.** The influence of humidity, photoperiod, and temperature on the dormancy and activity of *Helix lucorum* L. (Gastropoda, Pulmonata). *Journal of Molluscan Studies*. 52, pp: 180–189.
- Lazaridou-Dimitriadou, M., and Saunders, D., 1986.** The influence of humidity, photoperiod, and temperature on the dormancy and activity of *Helix lucorum* L. (Gastropoda, Pulmonata). *Journal of Molluscan Studies*. 52, 180–189.
- Lecalve, D., 1989.** Influence of incubations conditions of eggs on the 1st 6 weeks of the growth of snails *Helix aspersa* Muller (gastropoda, Pulmonata, Stylommatophora). *Bulletin of the Zoological Society of France*. 114, 101–110.
- Legrand P., 2007.** Les acides gras : Structures, fonctions, apports nutritionnels conseillés. *Acide gras*. 42: 1S7–1S12.
- Legrand, P., et Rioux, V., 2010.** Les fonctions cellulaires et métaboliques complexes et importantes des acides gras saturés. *Lipids* (2010) 45:941–946.
- Leibovitz, B., et Siegel, B., 1980.** Ascorbic acid and the immune response. *Diet and resistance to disease*. 15. 5: 3-9.
- Leomanni, A. Schettino, T., Calisi, A., Gorbi, S., Mezzelani, M., Regoli, F., and Lionetto, M.G., 2015.** Antioxidant and oxidative stress related responses in the Mediterranean land snail *Cantareus apertus* exposed to the carbamate pesticide carbaryl. *Comparative biochemistry and physiology - Part C: Toxicology and pharmacology*. 168: 20–27.
- Leomanni, A., Schettino, T., Calisi, A., Gorbi, S., Mezzelani, M., Regoli, F., Lionetto, M.G., 2016.** Antioxidant and oxidative stress related responses in the Mediterranean land snail *Cantareus apertus* exposed to the carbamate pesticide carbaryl. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 168C, 20–27.
- Liddicoat, C., Bi, P., Waycott, M., Glover, J., Breed, M., Weinstein, P., 2018.** Ambient soil cation exchange capacity inversely associates with infectious and parasitic disease risk in regional Australia. *Science of the Total Environment*. 626, 117–125.
- Lionetto, MG., Caricato, R., and Giordano, ME., 2019.** Biomarqueurs de la pollution dans la biosurveillance humaine et environnementale. *Le journal ouvert des biomarqueurs*. 9: 10.2174.
- Lionetto, MG., Caricato, R., Calisi, A., Giordano, ME., Schettino, T., 2013.** L'acétylcholinestérase comme biomarqueur en médecine environnementale et du travail: nouvelles perspectives et perspectives d'avenir. *BioMed Research International*. Numéro d'article 321213.
- Lionetto, MG., Caricato, R., Giordano, ME. 2019.** Biomarqueurs de la pollution dans la biosurveillance humaine et environnementale. *Le journal ouvert des biomarqueurs*. 875-3183. 10, 2020.
- Liu, E K., He, WQ., et Yan, CR., 2014.** 'White revolution' to 'white pollution'—agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters*. 9, 091-001 (3pp).





- Luo, Z., Wang, E., Zheng, H., Baldock, J.A., Sun, O.J., and Shao, Q., 2015. Convergent modelling of past soil organic carbon stocks but divergent projections. *Biogeosciences*. 12, 4373–4383.
- Malik, A.A., Puissant, J., Buckeridge, K.M., Goodall, T., Jehmlich, N., Chowdhury, S., Gweon, S., Peyton, J., Mason, K.E., Agtmaal, M. van, Blaud, A., Clark, I.M., Whitaker, J., Pywell, R.F., Ostle, N., Gleixner, G., Griffiths, R.I., 2018. Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. *Nature Communications* in press 1–10.
- Mann, R.S., Schuster, D.J., Cordero, R., et Toapanta, M., 2012. Toxicité de base du spiromesifène vis-à-vis du biotype B de *Bemisia tabaci* en Floride. *Florida Entomologist*, 95 (1) : 95-98.
- Marasco, F. et Murciano, C. 2003. Les escargots. Editions de Vecchi, Paris.
- Marcic, D., Mavdzic, S., Medjo, I., Prijovic, M. and Peric, P., 2011. Field and greenhouse evaluation of spirodiclofen against *Panonychus ulmi* and *Tetranychus urticae* (Acari: Tetranychidae) in Serbia'. *Zoosymposia*, 6: 93-98.
- Mariet, A.L., Mariet, Pauget, B., De Vaufléury, A., Bégeot, C., Walter-Simonnet, A.V., and Gimbert, F., 2017. Using bioindicators to assess the environmental risk of past mining activities in the Vosges Mountains (France). *Ecological Indicators*. 75,17–26.
- Marigómez, I., Baybay-Villacorta, L., 2003. Pollutant-specific and general lysosomal responses in digestive cells of mussels exposed to model organic chemicals. *aquatic toxicology*. 64:235–257.
- Marquez, R., Costa-Rama, E., Viswanathan, S., Nouws, H., Costa-García, A., Delerue-Matos, C., et González-García, M.B., 2018. Immunocapteur voltammétrique pour l'analyse simultanée des biomarqueurs du cancer du sein CA 15-3 et HER2-ECD. *Capteurs et actionneurs B: Chimique*. 255 : 918-925.
- Marschner, H., 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London, England.
- Mathieu et Peltain .2003. Analyse chimique des sols. Paris, 387 p., 30 fig., 40 ta.
- Mbakwiravyo, K., 2009. Notes d'écologie générale. Université de conservation de la nature et de développement de Kasugho.
- McCarthy, J., and Shugart, L.R., 1990. Biomarkers of environmental contamination. United States: N. p., 1990. Web.
- McCarthy, J.F., et Shugart, Eds., 1990. Biomarkers of Environmental Contamination, Lewis Publishers, Boca Raton. 3-14.
- McGeoch, M., Sithole, H., Samways, M.J., Pryke, J.S., Picker, M., Uys, C., Armstrong, A.J., Dippenaar-Schoeman, A.S., Engelbrecht, I.A., Braschler, B., Hamer, M., 2011. Conservation et surveillance des invertébrés dans les aires protégées terrestres.
- Mèmèl, J.D., Karamoko, M., Otchoumou A., et Kouassi D K., 2011. Abondance, taille et mortalité des escargots terrestres du Parc National du Banco (Côte d'Ivoire) : effets de la composition granulométrique et chimique du sol. *Livestock Research for Rural Development* 23 (9).
- Merian, E., Anke, M., Ihnat, M., and Stoepler, M., 2004. Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. 2nd Edition, VCH Publishers, Weinheim, New York, USA, 18-06.
- Merwe, J.P., Neale, P.A., Melvin, S.D., Leusch, F.D.L., 2018. In vitro bioassays reveal that additives are significant contributors to the toxicity of commercial household pesticides. *Toxicologie aquatique*. 199: 263-268.
- Milinsk, M.C. das Graças Padre, R. Hayashi, C. de Oliveira, C.C., Visentainer, J.V., de Souza, N.E., Matsushita, M., 2006. Effects of feed protein and lipid contents on fatty acid profile of snail (*Helix aspersa maxima*) meat. *The Journal of Food Composition* . 19, 212–216.







- Millar, A.J. & Waite, S. 1999. Molluscs in coppice woodland. *Journal of Conchology*, 36: 25.
- Millar, A.J. & Waite, S. 1999. Molluscs in coppice woodland. *Journal of Conchology*, 36: 25–48.
- Millspaugh, J.J., Thompson, F.R., 2009. Modèles de planification de la conservation de la faune dans les grands paysages. Elsevier Science, San Diego. 548.166–15.
- Mleiki, A., Irizar, A., Zaldibar, B., Trigui El Menif, N., and Marigómez, I., 2016. Bioaccumulation and tissue distribution of Pb and Cd and growth effects in the green garden snail, *Cantareus apertus* (Born, 1778), after dietary exposure to the metals alone and in combination. *Science of the Total Environment*. 547.148–156.
- Mleiki, A., Marigómez I., and Trigui El Menif, N., 2016. Green garden snail, *Cantareus apertus*, as biomonitor and sentinel for integrative metal pollution assessment in roadside soils. *Environmental science and pollution* . 24:24644–24656.
- Moreira, A., Figueira, E., Pecora, IL., Soares, A., Freitas, R., 2017. Biochemical alterations in native and exotic oyster species in Brazil in 2 response to increasing temperature.191: 183-193.
- Morgan, N., et Dhayal, S., 2010. Acides gras insaturés comme agents cytoprotecteurs dans la cellule B pancréatique. *Prostaglandines Leucotriènes et acides gras essentiels* 82 (4-6): 231-6.
- Mouneyrac, C., Leung, P., Leung, K., 2011. Coste of tolerance in: Amiard-Triquet, Rainbow, Roméo (Eds). *Tolerance to Environmental contaminants*. CRC Press, Boca Raton, pp.265-297.
- Mozaffarian, D., et Wu, J., 2011. Acides gras oméga-3 et maladies cardiovasculaires: effets sur les facteurs de risque, les voies moléculaires et les événements cliniques. *J Am Coll Cardiol*. 8 novembre 2011; 58 (20): 2047-67.
- Müller, O.F., 1774. Vermium terrestrium et fluviatilium, seu animalium infusoriorum, helminthicorum, et testaceorum, non marinorum, succincta historia. Volumen alterum. - pp., 1-214, [1-10]. Havnæ and Lipsiæ. Heineck et Faber, p. 59.
- Murad Ghanim, M., Ishaaya, I., 2011. Insecticides avec de nouveaux modes d'action, mécanisme d'action et gestion de la résistance. Tolérance aux contaminants environnementaux Édition: 2011 Chapitre: 16 Éditeur: CRC Press Rédacteurs: Claude Amiard-Triquet, Philip S. Rainbow, Michele Romeo.
- N'da K, Otchoumou, A., et Koffi, K J C., 2004. Alimentation à base de produits du papayer et maturation ovocytaire chez *Achatina fulica* (Bowdich, 1820) en Côte d'Ivoire, *Tropicultura*. 22 (4): 168-172,
- Naga, R., Maddela, G & Narasimha, V., 2017. Influence des effluents de l'industrie sucrière sur les activités des enzymes du sol. *Enzymes du sol*. ISBN 978-3-319-42655-6.
- Naro-Maciel, E., Sterling E, Rao M., 2009. Aires protégées et conservation de la biodiversité I: Planification des réserves et conception-synthèse. *Leçons Conserv* 2: 18–48.
- Narra, MR., Rajender, K., Reddy, R., J. Rao, K., and Begum, G., 2015. The role of vitamin as antioxidant in protection of biochemical and haematological stress induced by chlorpyrifos in freshwater fish *Clarias batrachus*. *Chemosphere* 132 (2015) 172–178.
- Nauen, R. and Konanz, S., 2005. Spiromesifen as a new chemical option for resistance management in whiteflies and spider mites. *Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer.*, 58:485–502.
- Nauen, R., Bretschneider T., Elbert A., Fischer R., and Tieman R., 2003. Spirodiclofen and Spiromesifen, 14, 243-246.
- Nauen, R., Bretschneider, T., Bruck, E., Elbert, A., Reckmann, U., Wqchendorff, U., Tiemann, R., 2002. BSN 2060- a novel compound for whitefly and spider mite control, *Proc. BCPC-Conf.: Pest and Diseases*, November 18-21, 2002, Brighton, UK, pp. 39-44.





- Nauen, R., Bretschneider, T., Bruck, E., Elbert, A., Reckmann, U., Wachendorff, U., Tiemann, R., 2002. BSN 2060- a novel compound for whitefly and spider mite control, Proc. BCPC-Conf.: Pest and Diseases, November 18-21, 2002, Brighton, UK, pp. 39-44.
- Nauen, R., Bretschneider, T., Brück, E., Elbert, A., Reckmann, U., Wachendorff, U., Tiemann, R., 2002. Proceed. Brighton Crop Protect. Conf. 2002, 1 (2A-3), 39.
- Nekola, J.C., 2003. Large-scale terrestrial gastropod community composition patterns in the Great Lakes region of North America. *Divers. Distributions* 9, 55–71.
- Nicolaus, B., Romijn, C. and Bowers L. 2015. Ecotoxicological profile of the insecticide Oberon. *Pflanzenschutz- Nachrichten Bayer*. 58: 353–370.
- Nicolaus, B., Romijn, C., and Bowers L., 2005. Ecotoxicological profile of the insecticide Oberon. *Pflanzenschutz- Nachrichten Bayer*. 58: 353–370.
- Nizzetto, L., Futter, M., et Langaas, S., 2016. Les sols agricoles sont-ils des dépotoirs pour microplastiques d'origine urbaine ? *Environmental Science & Technology*. 20-19.1587588.
- Nordberg, M., Nordberg, G.F., 2009. Metallothioneins: historical development and overview. *Met. Ions Life Sci.* 5, 1e29.
- Nowakowska, A., Łaciak, T., and Caputa, M., 2012. Organ Profiles of the Antioxidant Defence System and Accumulation of Metals in *Helix aspersa* Snails. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21 (5), 1369-1375.
- Nowakowska, A., Gralikowska P, Rogalska J, Ligaszewski M, Caputa M., 2009. Effect of induced spring aestivation on antioxidant defence in *Helix aspersa* O. F. Müller, 1774 (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae). *Folia Malacologica*. 22: 41-48.
- Nowakowska, A., Gralikowska P, Rogalska J, Ligaszewski M, Caputa M., 2014. Effect of induced spring aestivation on antioxidant defence in *Helix aspersa* O.F.Muller, 1774 (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae). *Folia Malacologica*. 2014 : 22 : 1 .
- Nuen, R., Bretschneider, T., Elbert, A., Fischer, R., et Tiemann, R., 2002. Spirodiclofen et spiromesifen. *Pesticide Outlook*, 14 , 243–245.
- Nunes, G. K. M., and S. B. Santos. 2012. Environmental factors affecting the distribution of land snails in the Atlantic Rain Forest of Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 72:79-86
- Oberemok, V., Zaitsev Aleksei, Z., Levchenko, NN., Nyadar, P., 2015. A Brief Review of Most Widely Used Modern Insecticides and Prospects for the Creation of DNA Insecticides. *Entomological Review*. 97(7):507-518.
- Oliveira, AH., Cavalcante, RM., and Duaví, WC., 2016. The legacy of organochlorine pesticide usage in a tropical semi-arid region (Jaguaribe River, Ceará, Brazil): Implications of the influence of sediment parameters on occurrence, distribution and fate. *Science of Total Environment* .542: 254-263.
- Ondina, P., Hermida, J., Outeiro, UN., Mato, S., 2014. Relations entre la distribution des gastéropodes terrestres et les propriétés du sol en Galice (nord-ouest de l'Espagne). Ondina, P., Hermida, J., Outeiro, A. et Mato, S. (2004). *Écologie appliquée des sols*. 26:10.1016.
- Ondina, P., Mato, S., 2001. Influence of vegetation type on the constitution of terrestrial gastropod communities in Northwest Spain. *Veliger* 44 (1), 8–19.
- Oost, RVD., Beyer, J., and Vermeulen, N., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13 57/149.
- Orgiazzi, A., Panagos, P., Yigini, Y., Dunbar, MB., Gadri, C., Montanarella, L., and Ballabio, C., 2016. A knowledge-based approach to estimating the magnitude and spatial patterns of potential threats to soil biodiversity. *Science of the Total Environment* 545–546.11–20.







- Otchoumou, A., 1991. Contribution à l'étude de l'escargot géant africain : *Achatina achatina* (Linné), DEA d'écologie Tropicale, option Animale-FAST-Université de Côte d'Ivoire, 59 p.
- Otchoumou, A., Dupont-Nivet, M., N'da, K., et Dosso, H., 2005. L'élevage des escargots comestibles Africains: Effets de la qualité du régime et du taux de calcium alimentaires sur les performances de reproduction d'*Achatina fulica* (Bowdich, 1820), Livestock Research for Rural Development, 17.118, 11, 2007,
- Otchoumou, A., Dupont-Nivet, M., N'da, K., et Dosso H., 2005. L'élevage des escargots comestibles Africains : Effets de la qualité du régime et du taux de calcium alimentaires sur les performances de reproduction d'*Achatina fulica* (Bowdich, 1820), Livestock Research for Rural Development. 17.118.
- Otchoumou, A., 2005. Effet de la teneur en calcium d'aliments composés et de la photopériode sur les performances biologiques chez trois espèces d'escargots Achatinidae de Côte d'Ivoire élevées en bâtiment, Thèse d'Etat ès sciences naturelles, mention biologie et écologie animale, Université d'Abobo-Adjamé (Côte d'Ivoire), 178 p.
- Ourfella, A.N., 2012. Biodiversité des gastéropodes Hélicidés dans la région Est du pays. Réponses d'*Helix aperta* in situ et suite à une contamination en laboratoire avec un insecticide organophosphoré (Actara) : activité de l'AcHé et stress oxydatif. Mémoire de magistère en Biologie environnementale, option Biologie et Ecologie animal. Département de Biologie, université d'Annaba. 72p.
- O'Neil, M.J. (ed.), 2006. The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc., 2006, p. 1504.
- Pagani, A., Perez-Rafael, S., Egg, M., Hockner, M., Brandstätter, A., Capdevila, M., Atrian, S., Dallinger, R., 2011. Shaping mechanisms of metal specificity in a family of metazoan metallothioneins: evolutionary differentiation of mollusc metallothioneins. BMC Biology. Journal of biology. 9, 120.
- Palacios, O., Pagani, A., Perez-Rafael, S., Egg, M., Hockner, H., Brandstätter, A., Capdevila, M., Atrian, S., Dallinger, R., 2011. Shaping mechanisms of metal specificity in a family of metazoan metallothioneins: evolutionary differentiation of mollusc metallothioneins. BMC Biology. J. Biol. 9, 120.
- Pauget, B., 2013. Évaluation de la biodisponibilité *in situ* des oligo-éléments aux escargots à l'aide d'une cinétique d'accumulation. Indicateurs écologiques. 34: 126-135.
- Pauget, B., Villeneuve A., Redon P.O., Cuvier A. & de Vaufleury A., 2017. Assessment of the bioavailability and depuration of uranium, cesium and thorium in snails (*Cantareus aspersus*) using kinetics models. J. Hazard. Mater., 335: 75–83.
- Peakall, DW., 1994. Biomarkers: the way forward in environmental assessment. Toxicology and Ecotoxicology News. 1994;1:55–60.
- Peake, J., 1978. Distribution and ecology of the Stylommatophera, Pulmonates 2A: 479-483.
- Peay, K.G., Kennedy, P.G., Talbot, J.M., 2016. Dimensions of biodiversity in the Earth mycobiome. Nat. Rev. Microbiol. 14, 434–447.
- Pechenik, J., 2014. Biology of Invertebrates. – McGraw-Hill Education, New York, NY 1021.
- Peet, RK. 1974. The measurement of species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics, 5, 285-307.
- Pellati, R., 2019. Escargots et consommation. Foods. 37 240-262.
- Pihan, F., and De Vaueury, A., 2000. The Snail as a Target Organism for the Evaluation of Industrial Waste Dump Contamination and the Efficiency of Its Remediation. Ecotoxicology and Environmental Safety 46, 137,147 (2000).
- Pino, V., McBratney, A., Fajardo, M., Wilson, N., and Deaker, R., 2019. Comprendre la biodiversité des sols à l'aide de deux transects orthogonaux de 1000 km à travers la Nouvelle-Galles du Sud, Australie. Geoderma. 354-113860.





- Pirame, S., 2003.** Contribution à l'étude de la pathologie estivale de l'escargot petit-gris (*Helix aspersa*) : reproduction expérimentale. Thèse de doctorat vétérinaire (Tou 3-4097), Ecole Nationale Vétérinaire, Université Paul-Sabatier, Toulouse, France, 99 p.
- Plewa, R., jaworski, T., hilszczański, J., Rücker, XH., and Borowski, J., 2017.** The Saproxyllic Beetle *Corticaria bella* Redtenbacher, 1847 (Coleoptera: *Cucujoidea: Latridiidae*) in Europe: Distribution and Habitats. *The Coleopterists Bulletin*, 71(4):798-804.
- Poisson, JP., Et Narce, M., 2003.** Corps gras alimentaires : aspects chimiques, biochimiques et nutritionnels. In : Lipides et corps gras alimentaires. Edition Tec & Doc, Lavoisier, Paris.
- Prabhaker, N., Castle, S.J., Buckelew, L. & Toscano, N.C., 2008.** Baseline susceptibility of *Bemisia tabaci* B biotype (Hemiptera: Aleyrodidae) populations from California and Arizona to spiromesifen. *J Econ. Department of Entomology, University of California*.101(1):174 – 81.
- Prather, CM., Pelini, SL., Laws, A., Rivest, E., Woltz, W., Bloch, CP., Del Toro, I., Ho, CK., Kominoski, J., Newbold, TS., Parsons, S., and Joern, A., 2013.** Invertebrates, ecosystem services and climate change. *Biological Reviews* 88 (2013) 327–348.
- Radwan, M.A., and Mohamed, M.S., 2013.** Imidacloprid induced alterations in enzyme activities and energy reserves of the land snail, *Helix aspersa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 95, 91–97.
- Radwan, M.A., El-Gendy, K.S., and Gad A.F., 2010.** Biomarkers of oxidative stress in the land snail, *Theba pisana* for assessing ecotoxicological effects of urban metal pollution. *Chemosphere*. 79: 40-46.
- Radwan, M.A., El-Gendy, K.S.,and Gad, A.F., 2019.** Biomarkers of oxidative stress in the land snail, *Theba pisana* for assessing ecotoxicological effects of urban metal pollution. *Chemosphere*.79.40–46.
- Radwan, M.A., El-Gendy, K.S.,and Gad, A.F., 2020.** Biomarker responses in terrestrial gastropods exposed to pollutants: A comprehensive review. *Chemosphere* 257 (2020) 127218.
- Radwan, MA., El-Wakil HB., Osman KA., 1992.** Toxicité et impact biochimique de certains pesticides à base de carbamate d'oxime contre l'escargot terrestre, *Theba pisana* (Müller). *Journal of Environmental Science and Health B*, 1992; 27 (6), 759–773.
- Ramade, F., 1984.** Elément d'écologie-Ecologie fondamentale. Ed. Mc Graw-Hill. Paris. 397 p.
- Ramade, F., 2008.** Dictionnaire encyclopédique des sciences, de la nature et de la biodiversité. Dunod.
- Regoli, F., Gorbi S., Fattorini D., Tedesco S., Notti A., Machella N., Bocchetti R., Benedetti M. & Piva F., 2002.** Use of the Land Snail *Helix aspersa* as Sentinel Organism for Monitoring Ecotoxicologic Effects of Urban Pollution: An Integrated Approach. *Perspectives de la santé environnementale*. 114 (1): 63-69.
- Regoli, F., Gorbi S., Fattorini D., Tedesco S., Notti A., Machella N., Bocchetti R., Benedetti M. & Piva F., 2006.** Use of the land snail *Helix aspersa* as sentinel organism for monitoring ecotoxicologic effects of urban pollution : An integrated approach. *Environmental Health Perspectives*. 114: 63-69.
- Rengel, Z. 2000.** Absorption et transport du manganèse dans les plantes. Dans : Sigel A , Sigel H , eds. *Les ions métalliques dans les systèmes de biologie*. New York, NY, États-Unis: Marcel Dekker. 57 - 87.
- Riffaldi, R., Levi-Minzi, R., Cardelli, R., Palumbo, S., Saviozzi, A.,2006.** Soil biological activities in monitoring the bioremediation of diesel oil-contaminated soil. *Water Air Soil Pollution*. 170(1):3–15.





- Robert, M., 1996.** Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Masson, 241p.
- Roesch, L. F., Fulthorpe, R. R., Riva, A., Casella, G., Hadwin, A. K. M., Kent, A. D., Daroub, S. H., Camargo, F. A. O., Farmerie, W. G., and Triplett, E. W., 2007.** Pyrosequencing enumerates and contrasts soil microbial diversity. *International Society for Microbial Ecology*. 1, 283–290.
- Rognstad, R.L., et Hilbish., T.J., 2014.** Temperature-induced variation in the survival of brooded embryos drives patterns of recruitment and abundance in *Semibalanus balanoides*. *Journal of experimental marine biology and ecology* .461: 357-363.
- Rossi, J.P., Franc, A., and Rousseau, G.X., 2009.** Indicating soil quality and the GISQ. *Soil Biology and Biochemistry*. 41- 444–445.
- Rota, E., Barbato, D., Ancora, S., Bianchi, N., and Bargagli, R., 2016.** *Papillifera papillaris* (O.F. Müller), a small snail living on stones and monuments, as indicator of metal deposition and bioavailability in urban environments. *Ecological Indicators*. 69. 360–367.
- Rota, N., Canedoli, C., Ferrè, C., Ficetola, G.F., Guerrieri, A., and Padoa-Schioppa, E., 2020.** Evaluation of Soil Biodiversity in Alpine Habitats through DNA Metabarcoding and Relationships with Environmental Features. *Forests* 2020, 11, 738
- Ruttikay-Nedecky, B., Nejdil, L., Gumulec, J., Zitka, O., Masarik, M., Eckschlager, T., Stiborova, M., Adam, V., et Kizek, R. 2013.** Le rôle de la métallothionéine dans le stress oxydatif. *International Journal of Molecular Sciences*. 14, 6044-6066.
- Salama, A., Osman, K.A., Saber, N.A., and Soliman, S.A., 2005.** Oxidative stress induced by different pesticides in the land snail, *Helix aspersa*. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. 8: 92-96.
- Saldarriaga-Hernandez, S., Hernandez-Vargasa, G., Iqbala, H,m Barceló, D., Parra-Saldívar, R., 2020.** Bioremediation potential of *Sargassum* sp. biomass to tackle pollution in coastal ecosystems: Circular economy approach. *Science of the Total Environment*. 715.136978.
- Samuel, O., Dion, S., St-Laurent, L., 2007.** Indicateur de risque des pesticides du Québec – IRPeQ – Santé et environnement. Québec: ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation/Ministère du Développement durable, de l’Environnement et des Parcs/Institut national de santé publique du Québec, 41 p.
- Sarkar, S., Pressey, R.L. Faith, D.P., Margules, C.R., Fuller, T., Stoms., D.M, Moffett, A., Wilson K.A., Williams, K.J., Williams, P.H., Andelman, S., 2006.** Outils de planification de la conservation de la biodiversité: état actuel et défis pour l'avenir. *Annual Review of Environment and Resources*. 31: 123–159.
- Saxena, A, and Kesari, V.P., 2016.** Lack of genotoxic potential of pesticides, spinosad, imidacloprid and neem oil in mice (*Mus musculus*). *Journal of Environmental Biology*. 37, 291-295.
- Sayer, R., Karagulle, D., Frye, C., Boucher, T., Wolff, N., Sean Breyer, N., Wright, A., Martin, M., Butler, K., Van Graafeiland, K., Touval, J., Sotomayor, L., McGowan, J., jeu, E., et Possingham, H., 2020.** Une évaluation de la représentation des écosystèmes dans les aires protégées mondiales à l'aide de nouvelles cartes des régions climatiques mondiales et des écosystèmes mondiaux. *Écologie et conservation mondiales*. S2351-9894(19)30723-1.
- Scheifler, R., 2006.** Evaluation de la biodisponibilité et des transferts de polluants métalliques et organiques des réseaux trophiques “sols-plantes-invertébrés”. *Thèse de doctorat N° 916*. Université de Franche-Comté. pp : 23-190.
- Scheifler, R., Coerdassier, M., Morilhat, C., Bernard, N., Faivre, B., Flicoteaux, P., Giraudoux, P., Noël, M., Piotte, P., Rieffel, D., de Vaufléury, A., P.M. & Badot 2006.** Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in





- earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban area. *Science of the Total Environment* vol. 371:197205.
- Scheifler, R., Gomot, A., de Vaufenry, A., & Badot, P. M., 2002.** Transfer of cadmium from plant leaves and vegetable flour to the snail *Helix aspersa*: bioaccumulation and effects. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53, 148–153.
- Schilthuizen, M., Chai, H.N. & Elaine, T., 2003.** Abundance and diversity of land-snails (mollusca: gastropoda) on limestone hills in borneo. *the raffles bulletin of zoology*. 51(1): 35-42.
- Schlöter, M., Nannipieri, P., Sørensen, S.J., et Van Elsas, J.D., 2018.** Indicateurs microbiens de la qualité du sol. *Biologie et fertilité des sols* le volume 54 , pages Une - 10. 00374-017-1248-3.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011.** Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56.
- Semraoui, B., 1993.** Afrotropical libellids in the lake district of El Kala, North east Algerian with a rediscovery of *urothemis edwardsi* (Selys) and *Acisoma panarpoidesascalaploe* (Rambur). *Odonatologica*. pp. 36-65.
- Sharma, K.K., Rao C.S., Dubey, J.K., Patyal, S.K., Parihar, N.S., Battu, R.S., Sharma, V., Gupta, P., Kumar, A., Kalpana, J.M., Singh, B., Sharma, I.D., Nath, A. & Gour, T.B., 2007.** Persistence and dissipation kinetics of spiromesifen in chili and cotton. *Environmental Monitoring and Assessment*. 132: 25 - 31.
- Sharma, K.K., Rao C.S., Dubey, J.K., Patyal, S.K., Parihar, N.S., Battu, R.S., Sharma, V., Gupta, P., Kumar, A., Kalpana, J.M., Singh, B., Sharma, I.D., Nath, A. and Gour, T.B. (2007).** Persistence and dissipation kinetics of spiromesifen in chili and cotton. *Environmental Monitoring and Assessment*. 132: 25 – 31.
- Shibko S., Koivistoinen P., Tratnyneck C., Newhall A., Freidman L., 1966.** A method for the sequential quantitative separation and glycogen from a single rat liver homogenate or from a sub cellular fraction. *Analytical Biochemistry*, 19: 415-428.
- Shmulik, P.F., 2005.** Propriétés du sol influençant la conductivité électrique apparente: un examen. *Ordinateurs et électronique dans l'agriculture*, 46 , 45–70.
- Siddiqui, K.U., Islam, M.A., Kabir, S.M.H., Ahmad, M., Ahmed, A.T.A., Rahman, A.K.A., Haque, E.U., Ahmed, Z.U., Begum, Z.N.T., Hassan, M.A., Khondker, M. And Rahman, M.M. 2007.** Encyclopedia of Flora and Fauna of Bangladesh, vol.23. Freshwater Fishes. Asiatic Society of Bangladesh, Dhaka. 300 pp
- Sifi., and Soltani, N., 2019.** Seasonal changes of two biomarkers of oxidative stress (LDH, MDA) in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria): correlation with carbohydrate and lipid contents. *Molluscan Research*. 39:1, 44-52.
- Silva, C., Simões, T., Novais, S., Pimparel, I., Granada, L., Soares, A., Barata, C., Lemos, C., 2017.** Fatty acid profile of the sea snail *Gibbula umbilicalis* as a biomarker for coastal metal pollution. *Science of the Total Environment* 586 (2017) 542–550.
- Simpson, E. H., 1949.** Measurement of diversity. *Nature*. 163:688.
- Singh, N., Changlu Wang, C., Wang, D., Cooper, R., and Zha, C., 2016.** Comparative Efficacy of Selected Dust Insecticides for Controlling *Cimex lectularius* (Hemiptera: Cimicidae). *Journal of Economic Entomology*. 10.1093 : 129.
- Singh, V., et Singh, D.K., 2008.** L'effet des facteurs abiotiques sur la toxicité de la cyperméthrine contre l'escargot *Lymnaea acuminata* dans le contrôle de la fasciolose. *Journal of Helminthology*. 83, 39–45.







- Singh, V., Sharma, N., and Surender, K., 2000.** Sharma A Review On Effects Of New Chemistry Insecticides On Natural Enemies Of Crop Pests. International Journal of Science, Environment and Technology, Vol. 5, No 6, 2016, 4339 – 4361.
- Sirot, V., Oseredczuk, M., Bemrah, N., Volatier, J., Leblanc, J., 2008.** Lipid and fatty acid composition of fish and seafood consumed in France: CALIPSO study. Journal of Food Composition and Analysis. 21(1):8-16.
- Smolders. R., Bervoets. L., De Coen, W., and Blust, R., 2004.** Cellular energy allocation in zebra mussels exposed along a pollution gradient: linking cellular effects to higher levels of biological organization. Environmental Pollution. 129 (2004) 99–112.
- Solem, A., 1984.** Un modèle mondial de diversité et d'abondance d'escargots terrestres. Dans: Solem A, van Bruggen AC (eds) Worldwide snails: biogeographical studies on Non-Marine Mollusca. EJ Brill / Dr W, Backhuys.
- Soltner, D., 1981.** Base de la production végétale : Tome 1 : le sol, Edition techniques agricoles. Some organic compound in soils. Bulletin de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires. 221-225.
- Spellerberg, I.F and Fedor, P.J., 2003.** A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the “Shannon-Weiner” Index. Global Ecology and Biogeography. 12: 177–179.
- Spigoni, V., Aldigeri, R., Antonini, M., Micheli, M., Fantuzzi, F., Fratter, A., Pellizzato, M., Derlindati, E., Zavaroni, I., Bonadonna, R., and Dei Cas, A., 2017.** Effects of a New Nutraceutical Formulation (Berberine, Red Yeast Rice and Chitosan) on Non-HDL Cholesterol Levels in Individuals with Dyslipidemia: Results from a Randomized, Double Blind, Placebo-Controlled Study. International Journal of Molecular Sciences. . 2017, 18, 1498.
- Štamol, V., 1992.** The significance of quantitative fluctuations in eurivalent land snails (Mollusca: Gastropoda terrestrial) in malacocoenoses. Nat. Croatica 1, 105–114.
- Stievenart, C., et Hardouin, J., 1990.** Manuel d'élevage des escargots géants africains sous les Tropiques, CTA, Wageningen (Pays-Bas), 40 p,
- Stohs, S., Bagchi, D., Hassoun, E., Bagchi, M., 2000.** Mécanismes oxydatifs dans la toxicité des ions chrome et cadmium. Journal of Environmental Pathology Toxicology and Oncology 20 (2): 77-88.
- Storey, K.B., 1996.** Oxidative stress: animal adaptations in nature. Braz. Brazilian Journal of Medical and Biological Research. 29, 1715–1733.
- Sturba, L., Fattorini, N., Liberatori G., Vannuccini, ML., Nannoni, F., Protano, G., Tursi, A., Corsi, I., 2020.** Analyse par inférence multimodèle des réponses toxicologiques et des niveaux de métaux lourds dans les tissus mous de l'escargot terrestre *Cornu aspersum* en cage à proximité d'un milieu industriel. Les indicateurs écologiques. 177. 106688.
- Sun, J., Pan, L., CW, D., Yu, T., Lizhong, Z., Z., Li, X., 2018.** Contamination organique et assainissement des sols agricoles de Chine : un examen critique. Science de l'environnement total . 615: 724-740.
- Taalab, A.S., Ageeb, G.W., Siam, HS., and Mahmoud, Safaa A., 2019.** ome Characteristics of Calcareous soils. A review. Middle East Journal of Agriculture. 8(1): 96-105, 2019.
- Tao, GC., Tian, SJ., Cai, MY., Xie, GH., 2008.** Capacités de solubilisation et de minéralisation des phosphates des bactéries isolées des sols. Pédosphère 18 515–523. 10.1016 / S1002-0160 (08) 60042-9.
- Tatiana, F., Oliveiraa, D., Cerri, C., 2009.** Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. Geoderma Regional .10 (2017) 138–143.
- Taylor, J.W., 1883.** Life History of British Helices : *Helix (Pomatia) aspersa* Müll. The Journal of Conchology. 4: 94-95.





- Tibbetta, M., Gil-Martínez, M., Frascera, T., Greend, ID., Duddigana, S., De Oliveira, VH., Raulund-Rasmussen, K., Sizmurf, T., and Diaz, A., 2019. Long-term acidification of pH neutral grasslands affects soil biodiversity, fertility and function in a heathland restoration. *Catena*. 180 (2019) 401–415.
- Tlili, N., Elfalleh, W., Saadaoui, E., Khaldi, A., Triki, S., Nasri, N., 2009. Le câprier (*Capparis L.*): Ethnopharmacologie, propriétés phytochimiques et pharmacologiques. *Fitoterapia* 82 (2011) 93–101.
- Tlili, S., Khaldi, A., Triki, S., and Munné-Bosch Phenolic, S., 2010. Compounds and Vitamin Antioxidants of Caper (*Capparis spinosa*). *Plant Foods for Human Nutrition* . 65:260–265.
- Tlili, S., and Mouneyrac, C., 2019. The wedge clam *Donax trunculus* as sentinel organism for Mediterranean coastal monitoring in a global change context. *Regional Environmental Change* volume 19, pages 995–1007(2019).
- Tokusoglu, Ö. 2008. The quality properties and saturated and unsaturated fatty acid profiles of quail egg: The alterations of fatty acids with process effects. *International Journal of Food Sciences and Nutrition*. 57, 537–545.
- Triantis, KA., Vardinoyannis, K., Mylonas, M., 2008. Biogéographie, escargots terrestres et ensembles de données incomplets: le cas de trois groupes d'îles de la mer Égée. *J Nat His* 42: 467–490.
- Ullah, R., Asghar, R., Baqar, M., Mahmood, ASyeda Nazish Ali, S., Sohail, M., Schäfer, RB., and Musstjab Akber Shah Eqani, SA., 2009. Assessment of organochlorine pesticides in the Himalayan riverine ecosystems from Pakistan using passive sampling techniques. *Environmental Science and Pollution Research*.018-3987-6.
- USSL Salinity Laboratory (1954). Diagnostic et amélioration des sols salins et alcalins. US Department of Agriculture Handbook, n° 60, 160 p.
- Valle, AL., Mello, FCC., Alves-Balvedin RP., Rodrigues, LP., and Goulart, LR., 2018. Glyphosate detection: methods, needs and challenges.
- Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, NP., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 13(2):57–149.
- Van der Vaart, M., Korbee, Cornelis J., Lamers, Gerda E.M., Tengeler, Anouk C., Hosseini, R., Haks, Mariëlle C. 2014. The DNA Damage-Regulated Autophagy Modulator DRAM1 Links Mycobacterial Recognition via TLR-MYD88 to Autophagic Defense. *Cell Host & Microbe* 15: 753-767.
- Viarengo, A., Lowe, D., Bolognesi C., Fabbri, E., Koehler, A., 2007. The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comp. Biochem. Physiol. C* 146, 281–300.
- Viarengo, A., Ponzano, E., Dondero F., Fabbri, R., 1997. A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. *Marine Environmental Research*. 44: 69–84.
- Vitor, JP., et Domingues, Martinho., 2019. Exploring the Topics of Soil Pollution and Agricultural Economics: Highlighting Good Practices. *Agriculture*. 10010024.
- Voets, J., Willem Talloen, X., Tender, T., Dongen, SV., Covaci, A., Blust, R., and Bervoets, L., 2004. Microcontaminant accumulation, physiological condition and bilateral asymmetry in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from clean and contaminated surface waters. *Aquatic Toxicology*. 79 (2006) 213–225.
- Wagga, C., Benders, SF C., Widmer, F., and Heijden, M., 2014. La biodiversité du sol et la composition de la communauté du sol déterminent la multifonctionnalité de l'écosystème. *Actes de l'Académie nationale des sciences*, 111 (14), 5266-5270.







- Wall, D.H., Nielsen, U.N., Six, J., 2015. Soil biodiversity and human health. *Nature* 528, 69–76.
- Wang, C., Harris, W., Chung, M., Lichtenstein, A.H., Balk, E., Kupelnick, B., Jordan, H.S., et Lau, J., 2006. Les acides gras n-3 provenant de suppléments de poisson ou d'huile de poisson, mais pas l'acide alpha-linolénique, sont bénéfiques pour les maladies cardiovasculaires dans les études de prévention primaire et secondaire: une revue systématique. *The American Journal of Clinical Nutrition*. 84 (1): 5-17.
- Wang, W., Bain J., and Zhangn G., 2017. Depth-distribution, possible sources, and toxic risk assessment of organochlorine pesticides (OCPs) in different river sediment cores affected by urbanization and reclamation in a Chinese delta. *Environmental Pollution*. 230: 1062-1072.
- Ward, D.F., Larivière, M.C., 2004. Études d'invertébrés terrestres et évaluation rapide de la biodiversité en Nouvelle-Zélande: leçons de l'Australie. *New Zeal J Ecol* 28: 151–159.
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., Van der Putten, W.H et Wall, D.H 2004. Liens écologiques entre le biote aérien et souterrain . *Science* , 304 , 1629–1633.
- Wim, M., De, C., and Colin, R.J., 2003. A multivariate biomarker-based model predicting population-level responses of *daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 22, No. 9, pp. 2195–2201.
- Wolejko, E., Jabłońska-Trypuć, A., Wydro., U., Butarewicz, A., Lozowicka, B., 2020. L'activité biologique du sol en tant qu'indicateur de la pollution des sols par les pesticides - Un bilan.
- Wrighton, K.H., 2018. Antibacterial drugs: discovering antibiotics through soil metagenomics. *Nat. Rev. Drug Discov.* 17, 240.
- Wu, B., Amelung, W., Xing, Y., Bol, R., Berns, A., 2018. Cycle du fer et fractionnement isotopique dans les écosystèmes terrestres. *Earth-Science Reviews*. 323-352.
- Xiu-Yu, Y., Gauthier, K., Lijie, C., Kasem, N., Falck, J., and Campbell, W., 2007. Metabolism of adrenic acid to vasodilatory 1,1-dihomo-epoxyeicosatrienoic acids by bovine coronary arteries. *American Journal of Physiology-Heart and Circulatory*.292: H2265–H2274.
- Yang, B., and Kallio, H., 2001. Composition en acides gras des lipides dans les baies d'argousier (*Hippopha rhamnoides L.*) de différentes origines. *Journal de chimie agricole et alimentaire* 49 (4): 1939-47.
- Yang, Y., Ji, C., Ma, W., Wang, S., Han, W., Mohammad A., Robinson, D., and Smith, P., 2012. Significant soil acidification across northern China's grasslands during 1980s–2000s. *Global Change Biology*. 1365-2486.2012.02694.
- Yang, Y., Wu, N., and Wang, C., 2018. Toxicity of the pyrethroid bifenthrin insecticide. *Environmental Chemistry Letters*.16:1377–1391.
- Zahi, F. 2014. Contribution à l'étude hydrochimique du bassin versant du lac Fetzara. Approche géochimique et fonctionnement des sols et des eaux. – Thèse de Doctorat en géologie appliquée, option hydrogéologie, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie
- Zawisza-Raszka, A., Dolezych, B., Dolezych, S., Migula, P., Ligaszewski, M., 2010. Effets de l'exposition au nickel et de l'intoxication aiguë aux pesticides sur l'activité de l'acétylcholinestérase, de la catalase et de la glutathion S-transférase et l'absorption du glucose dans le tube digestif d'*Helix aspersa* (Pulmonata, Helicidae). *Journal international de l'environnement et de la pollution* 40: 380-390.
- Zdenko, R., 2013. Cycle des nutriments dans les écosystèmes terrestres". Springer.24. 3540680268.





- Zhang, S., Zhu, X., Zhou, S., Shang, H , Luo, J., and Tsang, D., 2019.** Hydrothermal Carbonization for Hydrochar Production and Its Application. *Biochar from Biomass and Waste*. 275: 294.
- Zhong, Q., Wu, R., Zhang, J., Deng, Z., Zhang , C., Guo, J., 2020.** Survivorship of geographic *Pomacea canaliculata* populations in responses to cold acclimation. 10:3715–3726.
- Zhou, L., Zhang, X., Ma, L., Gao, J., and Jiang.,Y 2017.** Acetylcholinesterase/Chitosan-Transition Metal Carbides Nanocomposites-Based Biosensor for the Organophosphate Pesticides Detection. *Biochemical Engineering Journal*. 128 : 243-249.
- Zhu, Q., Maher E., Masoud, SA., Dixon, R., and Lamb, C., 1994.** Protection renforcée contre les attaques fongiques par co-expression constitutive des gènes chitinase et glucanase dans le tabac transgénique. *Nature Biotechnology*. 12 (8): 807-812.
- Zielinski, S., and Portner, H.O., 2000.** Oxidative stress and antioxidative defense in cephalopods: a function of metabolic rate or age. *Comparative Biochemistry and Physiology. Part B*, Vol. 125, pp.147–160.
- Zongo, D., Coulibaly., M, Diambra., O H et Adjiri., E., 1990.** Note sur l'élevage de l'escargot géant africain *Achatina achatina*, *Nature et Faune*. 6 (2) : 32-44.



# *ANNEXE I*





### Méthodes d'analyses des paramètres physico-chimiques des sols

#### **a) Potentiel Hydrogène de l'eau (pH<sub>eau</sub>) ou acidité actuelle**

La mesure du pH<sub>eau</sub> du sol se fait après préparation d'une suspension aqueuse avec un rapport sol (g)/eau (ml) de 1/5 (Morel, 1986). Pour cela, 25 ml d'eau distillée sont ajoutés à 5 g de sol, le mélange est agité pendant 2 heures dans un agitateur mécanique et mis au repos durant une nuit. La lecture du pH<sub>eau</sub> se fait par un pH mètre étalonné (HANNA instrument, HI 2210) (Clément *et al.*, 2003).

#### **b) Potentiel Hydrogène KCl (pH<sub>KCl</sub>) ou acidité résiduelle**

La détermination du pH<sub>KCl</sub> se fait par l'ajout de 5 g de sol à 25 ml de KCl (1 N) [74,5 g KCl dans un litre d'eau distillée], le mélange est agité pendant 2 heures dans un agitateur mécanique. La suspension obtenue est laissée au repos durant une nuit et le pH<sub>KCl</sub> est déterminé à l'aide d'un pH mètre étalonné (HANNA instrument, HI 2210) (Clément *et al.*, 2003).

#### **c) Conductivité électrique**

Pour la détermination de la conductivité électrique on pèse 5 g de sol auxquels on ajoute 25 ml d'eau distillée. Après agitation pendant 2 heures dans un agitateur mécanique, la suspension obtenue est laissée au repos durant toute une nuit. La conductivité électrique exprimée en milli-siemens par centimètre de sol (mS/cm) est mesurée grâce un conductimètre (HANNA instrument, HI 2315) (Clément *et al.*, 2003).

#### **d) Humidité hygroscopique (H)**

La mesure de l'humidité hygroscopique (H %) se fait par l'ajout de 5 g de sol (P<sub>1</sub>) dans un récipient à poids connu (P<sub>0</sub>). Le récipient est ensuite mis dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures au bout desquelles le récipient est repesé (P<sub>2</sub>) (Clément *et al.*, 2003). L'humidité hygroscopique est calculée selon la formule suivante :

$$H \% = \frac{(P_1 - P_0) - (P_2 - P_0)}{P_1 - P_0} \times 100$$





### e) La porosité totale (P)

La porosité totale (P %) est calculée selon la formule ci-dessous après détermination de la densité apparente ( $D_a$ ) et la densité réelle ( $D_r$ ) (Clément *et al.*, 2003).

$$P \% = \left(1 - \frac{D_a}{D_r}\right) \times 100$$

#### ❖ Densité apparente ( $D_a$ )

Pour quantifier la densité apparente ( $D_a$ ) on prend un agrégat du sol et on l'enroule avec un fil à coudre de poids négligeable, puis on le met à sécher dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures. Une fois séché, l'agrégat est pesé ( $P_0$ ) puis plongé dans une solution de paraffine fondue puis séché à l'air libre pendant 5 à 10 mn, au bout desquelles l'agrégat enrobé de paraffine est pesé. L'agrégat paraffiné est ensuite plongé dans une éprouvette contenant 50 ml d'eau distillée ( $V_0$ ) et on note ainsi la différence de volume ( $V_1$ ) dans l'éprouvette après ajout de l'agrégat paraffiné (Clément *et al.*, 2003). La densité apparente est calculée comme suit :

$$D_a = \frac{P_0}{(V_0 - V_2)}$$

Où  $V_2$  représente le volume de l'agrégat sans la paraffine =  $V_1 - V_{\text{paraffine}}$

#### ❖ Densité réelle ( $D_r$ )

Afin de calculer la densité réelle on ajoute 100 ml d'eau distillée dans une fiole jaugée d'un poids connu ( $P_0$ ). On met la fiole à chauffer dans un bain-marie à 60 °C pendant 5 mn, ensuite on pèse la fiole ( $P_1$ ), et on rajoute 5 g de sol. La fiole est chauffée une seconde fois au bain-marie (60 °C, 5 mn) pour le dégazage. Une fois refroidie, la fiole est pesée à nouveau ( $P_2$ ) (Clément *et al.*, 2003). La densité réelle est calculée selon la formule suivante :

$$D_r = \frac{P_0 - P_1}{P_0 - P_2}$$





### f) Carbone et matière organiques

Le carbone organique (CO) est dosé selon la méthode **Anne (1945)**, qui consiste à ajouter 1 g de sol broyé (P) dans un erlenmeyer sur lequel on verse 10 ml d'une solution de bichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) à 8 % [8 g dans 100 ml eau distillée] et 15 ml d'acide sulfurique pur ( $H_2SO_4$ ). Le mélange recouvert par un verre de montre est mis à chauffer sur une plaque jusqu'à l'apparition de la première goutte condensée sur le verre de montre. A partir de l'apparition de cette première goutte condensée on compte 5 mn de temps et on retire l'erlenmeyer de la plaque chauffante. Après refroidissement, le mélange est transvasé dans une fiole et complété avec de l'eau distillée issue du rinçage de l'erlenmeyer jusqu'à un volume de 100 ml à partir duquel on prélève 20 ml (V) auxquels on ajoute une pincée de fluorure de sodium (NaF) et 2 à 3 à gouttes de diphénylamine [0,5 g diphénylamine dans 100 ml de  $H_2SO_4$  pur et 20 ml d'eau distillée]. Le mélange est ensuite titré avec une solution de Sel de Mohr  $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2$  à 0,2 N [0,78g Sel de Mohr, 500 ml d'eau bouillante, après refroidissement ajouter 20 ml de  $H_2SO_4$  pur et compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée et conserver à l'abri de la lumière], jusqu'à ce que la couleur vire du brun-noirâtre (ou violette) à la couleur verte et on détermine ainsi le volume (X) de Sel de Mohr titré nécessaire au changement de couleur. Un témoin est réalisé dans les mêmes conditions sans ajout de sol. Le carbone organique est déterminé selon la formule ci-dessous :

$$CO \% = \frac{Y - X}{V \times P} \times 6,15$$

Y : Volume (ml) de Sel de Mohr titré (témoin).

X : Volume (ml) de Sel de Mohr titré (échantillon de sol).

V : Volume de solution = 20 ml.

P : Poids de l'échantillon de sol = 1 g.

6,15 : Pourcentage minimum de carbone organique présent dans un sol.

Le pourcentage de matière organique (MO) présent dans un sol est calculé à partir de la détermination du taux de carbone organique (CO) selon la formule suivante :

$$MO \% = CO \% \times 1,72$$

1,72 : Coefficient de passage du carbone à la matière organique.







### g) Calcaire total

Pour déterminer le pourcentage de calcaire total ( $\text{CaCO}_3$  %) on pèse 5 g de sol (P) auxquels on ajoute 50 ml (V) d'acide chlorhydrique (HCl) à 0,5 N, et le mélange est porté à ébullition sur une plaque chauffante pendant 5 mn à 180 °C. Après refroidissement, la solution est filtrée et complétée avec de l'eau distillée jusqu'à un volume de 100 ml. Ensuite, un volume de 20 ml de la solution filtrée est prélevé auquel on ajoute 2 gouttes de phénolphtaléine. Le mélange est ensuite titré avec une solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) à 0,25 N, jusqu'à l'apparition d'une couleur rose et on détermine ainsi le volume (X) de NaOH titré nécessaire à ce changement de couleur (Clément *et al.*, 2003).

$$\text{Calcaire total \%} = \frac{(V - N_{\text{HCl}}) - (X - N_{\text{NaOH}})}{P} \times 5$$

V : Volume de l'acide chlorhydrique = 50 ml.

$N_{\text{HCl}}$  : Normalité de l'acide chlorhydrique = 0,5.

X : Volume (ml) de NaOH titré (échantillon de sol).

$N_{\text{NaOH}}$  : Normalité de l'hydroxyde de sodium = 0,25.

P : Poids de l'échantillon de sol = 5 g.

### h) Calcaire actif

Le  $\text{CaCO}_3$  actif est déterminé selon la méthode de Drouineau-Galet (1942), où 5 g de sol sont ajoutés à 250 ml d'oxalate d'ammonium  $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$  à 0,2 N. La solution est mise sous agitation pendant 2 heures grâce à un agitateur rotatif puis filtrée. On prélève 10 ml de la solution filtrée à laquelle on ajoute 10 ml d'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) pur dans une proportion v/v et on fait chauffer le tout à 60 °C au bain marie. Le mélange est ensuite titré avec du permanganate de potassium ( $\text{KMnO}_4$ ) à 8‰ [8 g de  $\text{KMnO}_4$  dans 1000 ml d'eau distillée], jusqu'à l'apparition d'une couleur rose et on détermine ainsi le volume (n) de  $\text{KMnO}_4$  titré nécessaire à ce changement de couleur. Un témoin est réalisé dans les mêmes conditions sans ajout de sol. Le calcaire actif est déterminé selon la formule suivante :

$$\text{Calcaire actif \%} = (N - n) \times 12,5$$

N : Volume (ml) de permanganate de potassium titré (témoin).

n : Volume (ml) de permanganate de potassium titré (échantillon de sol).





### i) Phosphore assimilable

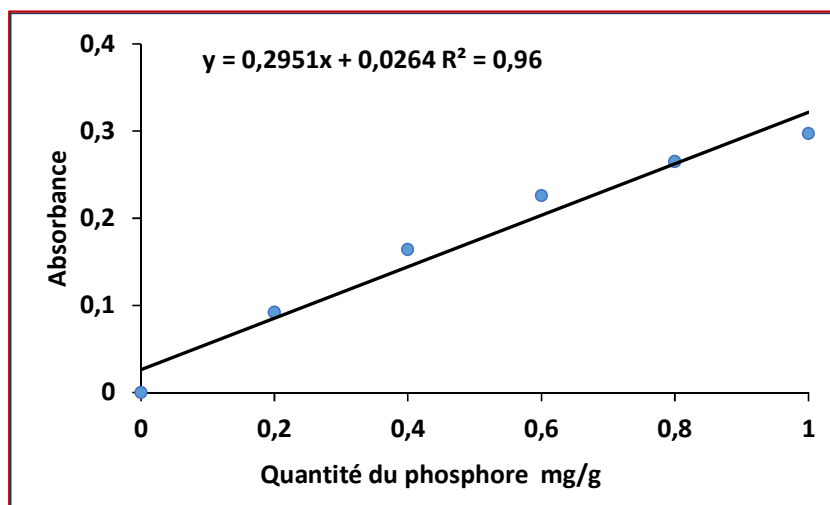
Le phosphore est extrait du sol par une solution d'oxalate d'ammonium, il est ensuite dosé par une méthode colorimétrique en présence de sulfomolybdate d'ammonium et d'un réducteur l'acide ascorbique. La quantification du phosphore se fait par la réalisation d'une gamme d'étalonnage exprimant les absorbances en fonction d'une solution de monopotassium de phosphate ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) à 0,1 g/100 ml d'eau distillée (Joret-Hebert, 1955). Le dosage consiste à comparer l'intensité de la coloration bleue que donne le  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  en présence de sulfomolybdate d'ammonium et d'un réducteur l'acide ascorbique, avec celle fournie par des solutions étalons de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  (Tableau 1, Fig. 1).

L'extraction du phosphore consiste à préparer une solution de 4 g de sol dissous dans 100 ml d'oxalate d'ammonium ( $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$  à 2 N. La solution est mise sous agitation pendant 2 heures de temps puis filtrée. Le protocole de dosage étant comme suit : mettre 1,5 ml du filtrat dans un tube à essai auquel on ajoute 2 ml de sulfomolybdate d'ammonium [solution a (18,75 g de molybdate d'ammonium dans 50 ml d'eau bouillante) + solution b (150 ml  $\text{H}_2\text{SO}_4$  à 36 N dans 100 ml d'eau distillée), agitation est qsp à 500 ml eau distillée] et 5 ml d'acide ascorbique [1g dans 1000 ml eau distillée], le tout complété à 10 ml avec de l'eau distillée. Les tubes à essais sont vortexés et chauffés au bain marie (80 °C) jusqu'à obtention d'une coloration bleue. La lecture des absorbances est effectuée à une longueur d'onde de 825 nm.

**Tableau 1 :** Dosage du phosphore : réalisation de la gamme d'étalonnage

Tube	1	2	3	4	5	6
<b><math>\text{KH}_2\text{PO}_4</math> (ml)</b>	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
<b>Acide ascorbique (ml)</b>	0,5	1	1,5	2	2,5	3
<b>Sulphomolybdate d'ammonium (ml)</b>	0,5	1	1,5	2	2,5	3
<b>Eau distillée (ml)</b>	9	7,8	6,6	5,4	4,2	3





**Figure 1.** Dosage du phosphore : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité du phosphore mg/g ( $R^2$  : coefficient de détermination).



# *ANNEXE II*





### Production scientifique (publications et communications)

#### Publications internationales (3)

1. **BAIRI Y.**, SIFI K. & KILANI-MORAKCHI S., 2020. Biomarkers response in the snail *Cornu aspersum* (Gastropoda, Helicidae) used as bioindicator of soil pollution in extreme northeast of Algeria. *Ecology, Environment and Conservation*. 26(1): 47-54. [http://www.envirobiotechjournals.com/article\\_abstract.php?aid=10293&iid=298&jid=3](http://www.envirobiotechjournals.com/article_abstract.php?aid=10293&iid=298&jid=3)
2. **BAIRI Y.**, SIFI K. & SOLTANI N., 2018. Growth and Responses of Biomarkers in the Snail *Helix aspersa* (Mollusca, Gastropoda) Used as Bioindicator of Soil Pollution in Northeast of Algeria. In: Kallel A., Ksibi M., Ben Dhia H., Khélifi N. (eds). *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions*. EMCEI 2017. *Advances in Science, Technology & Innovation (IEREK Interdisciplinary Series for Sustainable Development)*. Springer, Cham. pp 339-341. [https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-319-70548-4\\_107](https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-319-70548-4_107)
3. MERAD I., **BAIRI Y.**, SIFI K. & SOLTANI N., 2016. Protein carbonyls as biomarkers of oxidative stress induced by cadmium in *Donax trunculus*: gonad contents during exposure and recovery. *Fresenius Environmental Bulletin*. Volume 25 N°12a: 5889-5895. [https://www.prt-parlar.de/download\\_feb\\_2016/](https://www.prt-parlar.de/download_feb_2016/)

#### Communications Internationales (8)

1. **BAIRI Y.**, SIFI K. & SOLTANI N., 2019. Impact of an insecticide/acaricide Oberon (Spiromesifen) on lipids, malondialdehyde and fatty acids composition in snail *Cornu aspersum* used as bioindicator species of soil pollution. *International Biodiversity and Ecology Sciences Symposium "Bio-Eco 2019"*, Istanbul (Turquie) 26-28 septembre 2019 (Communication Affichée).
2. **BAIRI Y.**, SIFI K. & SOLTANI N., 2019. Biosurveillance de la qualité des sols dans l'extrême Nord-Est Algérien par mesure de l'impact de la pollution sur la biodiversité des gastéropodes pulmonés terrestres. *Séminaire international Environnement et Toxicologie "Sinentox'2019"*, Constantine (Algérie) 18-19 février 2019 (Communication Affichée).
3. **BAIRI Y.**, SIFI K. & SOLTANI N., 2018. Impact d'un insecticide sélectif l'Oberon® (Spiromesifen) administré par ingestion sur une espèce non visée bioindicatrice de la pollution des sols l'escargot *Helix aspersa*: mesures de biomarqueurs. 6<sup>ème</sup> Congrès Franco-Tunisien de Zoologie, 6<sup>ème</sup> Congrès Franco-Maghrébin de Zoologie et 119<sup>èmes</sup> Journées Annuelles de la SZF., Paris (France) 21-23 novembre 2018 (Communication Affichée).
4. **BAIRI Y.**, SIFI K. & SOLTANI N., 2017. Growth and responses of biomarkers in the snail *Helix aspersa* (Mollusca, Gastropoda) used as bioindicator of soil pollution in Northeast of Algeria. 1<sup>er</sup> Euro-mediterranean Conference for Environmental Integration (EMCEI), Sousse (Tunisie) 22-25 Novembre 2017 (Communication Orale).





5. **BAIRI Y., SIFI K. & SOLTANI N., 2017.** Croissance et taux des métallothionéines chez un bioindicateur de la pollution des sols *Helix aspersa* dans le Nord-Est Algérien. 3<sup>ème</sup> Colloque International Francophone en Environnement et Santé, Dunkerque (France) 23-25 Octobre 2017 (Communication Affichée).
6. **BAIRI Y., SIFI K. & SOLTANI N., 2017.** Biomonitoring of soil quality in North-East of Algeria by using bioindicator species *Helix aspersa* (Gasteropoda, Hellicidae): Measure of biomarkers. 19th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region, Rome (Italie) 04-06 Octobre 2017 (Communication Affichée).
7. **BAIRI Y., SIFI K. & SOLTANI N., 2017.** Measure of biomarkers in the snail *Helix aspersa* (Mollusc, Gasteropod) used as bioindicator of soil pollution in north-east of Algeria. 28<sup>ème</sup> Forum International des Sciences Biologiques et de Biotechnologie de l'ATSB, Hammamet (Tunisie) 21-24 mars 2017 (Communication Orale).
8. **BAIRI Y., SIFI K. & SOLTANI N., 2016.** Using of snail *Helix aspersa* (Mollusc, Gasteropod) as bioindicator of soil pollution in North-East of Algeria: Growth and Biomarkers. Premier Colloque International en Toxicologie et Santé, Guelma (Algérie) 28-29 novembre 2016 (Communication Affichée).

### Communications nationales (3)

1. **BAIRI Y., SIFI K. & SOLTANI N., 2018.** Effet d'un insecticide l'Oberon (Spiromesifen) administré par application topique sur une espèce bioindicatrice de la pollution des sols l'escargot *Helix aspersa* : Taux des lipides et du malondialdéhyde (MDA). Séminaire national de Biologie, Environnement et Santé, Skikda 08-09 octobre 2018 (Communication Affichée).
2. **BAIRI Y., SIFI K. & SOLTANI N., 2018.** Impact d'un pesticide l'Obéron (Spiromesifen) sur les taux des lipides et du malondialdéhyde chez une espèce bioindicatrice de la pollution des sols l'escargot *Helix aspersa*. Premier séminaire nationales sur l'Eau, l'Environnement et la Santé, El Tarf 06-07 mars 2018 (Communication Affichée).
3. **BAIRI Y., SIFI K. & SOLTANI N., 2016.** Biosurveillance de la qualité des sols par utilisation d'une espèce bioindicatrice de la pollution *Helix aspersa* (Mollusque, Gastéropode): dosage de biomarqueurs. Premier Séminaire National Environnement, Risques et Santé, Souk-Ahras 06-07 décembre 2016 (Communication Orale).





# Biomarkers response in the snail *Cornu aspersum* (Gastropoda, Helicidae) used as bioindicator of soil pollution in extreme Northeast of Algeria

Yousra Bairi, Karima Sifi\* and Samira Kilani-Morakchi

Laboratory of Applied Animal Biology, Faculty of Sciences, Department of Biology, University Badji Mokhtar of Annaba, BP 12, Annaba 230 00, Algeria

(Received 27 August, 2019; accepted 20 October, 2019)

## ABSTRACT

Our study aims to use the snail *Cornu aspersum* as bioindicator species to biomonitoring soil quality in northeast of Algeria through measurement of the seasonal activities of three biomarkers, glutathione S-transferase, acetylcholinesterase and metallothioneins. *C. aspersum* were collected seasonally during the year 2016, at four sites located in the extreme northeast of Algeria. El Hadjar, site exposed to industrial wastes; the sites of El Tarf and Bouteldja subjected to urban and agricultural pollution; and El Kala, located in a protected park, chosen as a witness site. An inhibition of acetylcholinesterase and an increase of both glutathione S-transferase and metallothioneins were observed in samples collected from El Hadjar, El Tarf and Bouteldja as compared to El Kala. In addition, a significant seasonal effect was observed in spring and summer as compared to autumn and winter. This work reveal that *C. aspersum* can be used as a suitable bioindicator species for biomonitoring soil quality in northeast of Algeria who was related to sources of exposition to pollution.

**Key words :** Snail, *Cornu aspersum*, Biomonitoring, Biomarker, Soil, Pollution

## Introduction

Intensive use of pesticides in agriculture, urban wastes, rapid industrialization and increasing vehicular traffic have produced an increase of soil pollution (Mleiki *et al.*, 2017). This pollution pose risks and hazards to ecosystems and human health through the contamination of ground water, as well as reducing the use of agricultural land (Roma *et al.*, 2017). That's why these last years, scientific research and international agencies increasing interest for soil pollution monitoring and assessment (Mariet *et al.*, 2017; Sturba *et al.*, 2018).

The extreme Northeast of Algeria is one of the most important urban, industrial, agricultural and tourist areas including El Tarf city, a very important

agricultural area and Annaba city, the fourth greatest city in Algeria, shelter several major industries including those production phosphoric fertilizers (Fertial), pesticides (Asmidal), metallic construction (Ferovial) and one of the greatest steel complex of Africa (ArcelorMittal). Theses agricultural and industrial activities have generated an important contamination of aquatic and terrestrial areas especially metal contamination previously highlighted by other studies (Larba and Soltani, 2014; Belabed *et al.*, 2017; Drif *et al.*, 2019; Sifi and Soltani, 2019).

For terrestrial ecosystem, pulmonate gastropod mollusks, have been considered efficient sentinels to evaluate soil contamination (Kowalczyk-Pecka *et al.*, 2018). Among them, snail *Cornu aspersum* (syn. *Helix aspersa*) present several characteristics provide

\*Corresponding author's email: sifi\_k23@yahoo.fr; karima.sifi@univ-annaba.dz

information on soil functions and translate disturbances caused by its pollution (Druart *et al.*, 2017). Indeed, this snail live in interface with soil, plant and air, so in direct contact with different ecosystems and have the capacity to accumulate several classes of chemicals (Mariet *et al.*, 2017). Thus, *C. aspersum*, has been commonly used as bioindicator species for monitoring metallic (Larba and Soltani, 2014), atmospheric (Regoli *et al.*, 2006) and agrochemical pollutions (Radwan and Mohamed, 2013).

Biomonitoring studies are usually based on biomarkers analysis measured in bioindicator species to provide information on ecosystem health (Viarengo *et al.*, 1997). Indeed, the induction and inhibition of biomarkers is an important tools to understand the possible harmful effects of pollutants on organisms (Boshoff *et al.*, 2015). Acetylcholinesterase (AChE) is an essential neurotransmitter of nervous system (Lionetto *et al.*, 2013). The inhibition of AChE has been widely used as biomarker of exposure to a neurotoxic pesticides (Radwan and Mohamed, 2013) and also other chemical compounds such as heavy metals and hydrocarbons (Zawisza-Raszka *et al.*, 2010). The glutathione S-transferase (GST), a phase II detoxifying enzymes, represents one of the most basic detoxification mechanisms in all organisms against several xenobiotics (Jakoby and Habig, 1980). It is also considered as antioxidant enzyme, since it can be eliminate products of reactive oxygen species (ROS) generated during an oxidative stress (Trevisan *et al.*, 2014). The induction of Metallothioneins (MTs) is widely used as biomarker of metallic contamination by binding and removing toxic metals (Pedrini-Martha *et al.*, 2017).

Snail physiological responses strongly depend on seasonal variations especially on humidity and temperature. Indeed, terrestrial snails are usually live in humid and semi-arid areas undergo annual cycles of aestivation and hibernation. These two physiological processes allow snails to cope with climate change in order to survive to the extreme conditions of cold and heat (Nowakowska *et al.*, 2014; Staikou *et al.*, 2017). The current research aims to biomonitoring soil quality in extreme northeast of Algeria by determining seasonal variations of some biomarkers (AChE, GST, MTs) in a land snail *C. aspersum*, chosen as bioindicator species and collected from unpolluted and polluted areas.

## Materials and Methods

### Study area and sampling sites

The sampling sites were located in extreme north-east of Algeria, including Annaba and El Tarf cities, which are one of the largest cities in Algeria in terms of demography and famed for their very important industrial and agricultural areas. The site of El Kala (36°53'44" N; 8°26'36" E), chosen as a reference site is located in very extreme northeast of Algeria close to the Tunisian border, it is located in a national protected park, distant from any source of pollution. The sites of El Tarf (36°46'2" N; 8°18'50" E) and Bouteldja (36°30'10" N; 8°06'17" E), are located around urban and agricultural activities. Finally, the site of El Hadjar (36°48'0" N; 7°43'60" E), is submitted to a metallic contamination because it is located near one of the greatest steel complex in Africa which generates an important industrial pollution (Fig. 1).



Fig. 1. Location of sampling sites of *Cornu aspersum* in the extreme Northeast of Algeria: El Kala, El Tarf, Bouteldja and El Hadjar (Google Earth Pro).

### Species sampling

Adult of *C. aspersum* were collected seasonally (spring, summer, autumn, winter) during 2016 year from the selected sites. After sampling, *C. aspersum* were transported to the laboratory in plastic transparent boxes whose bottom is covered with a layer of moist soil and in above with tulle tissue to allow the aeration and avoid the escape of snails. Before the beginning of experimentation, snails were submitted to acclimation period of two (02) hours in laboratory and 15 specimens of standardized weight ( $10 \pm 1$  g) and shell diameter ( $30 \pm 1$  mm) were dissected and the head and hepatopancreas were removed for biomarkers analysis.

### Acetylcholinesterase analysis

The specific activity of AChE was measured in head of *C. aspersum* using the method described by of Ellman *et al.* (1961). The AChE reacts with a specific substrate acetylthiocholine using the 5,52-dithio-bis-2-nitrobenzoic acid (DTNB) as reagent. The absorbances were read at a wavelength of 412 nm. Results were expressed as millimoles per minute per milligram of protein ( $\text{mmol}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein).

### Glutathione S-transferase analysis

The GST activity was determined in hepatopancreas of *C. aspersum* according to the method of Habig *et al.* (1974). The GST catalyze the conjugation reaction of reduced glutathione (GSH) with 1-chloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB) used as substrate. The absorbances were recorded at 340 nm and the enzyme activity was expressed in millimoles per minute per milligram of protein ( $\text{mmol}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein).

### Metallothionein analysis

The quantification of metallothioneins was performed in hepatopancreas of *C. aspersum* as described by Viarengo *et al.* (1997). The protocol is based on a spectrophotometric Ellman's method by quantification of SH-residue contents using a glutathione as a standard. Absorbances were red at 412 nm wavelength and he results were expressed as micrograms per milligram of protein ( $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein).

### Protein quantification

The biomarkers analyzed in this study were expressed according to a quantities of proteins quantified in supernatant using Bradford (1976) method, with bovine serum albumin (Sigma) as standard and measured at 595 nm.

### Statistical analysis

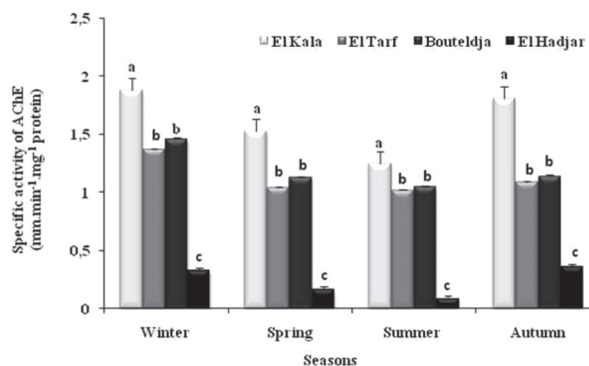
The results were represented by mean  $\pm$  standard deviation (SD) and statically analyzed with Graph Pad. Prism.v6. The two-way ANOVA analysis and Tukey's post-hoc test were applied to compare each parameter among sites and between seasons at  $p < 0.05$  as significant level.

## Results

### Acetylcholinesterase activity

The results of seasonal variations of AChE activity

in *C. aspersum* were represented in Table 1 and Figure 2. A significant inhibition ( $p < 0.001$ ) of AChE was recorded in all seasons at El Hadjar, Bouteldja and El Tarf as compared to the site of El Kala. This inhibition of AChE was significantly higher in summer with  $0.09 \pm 0.007 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein in El Hadjar, against  $1.88 \pm 0.10 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein at winter in El Kala (Fig. 2). Indeed, both effects of site and season were significantly showed ( $p < 0.001$ ) by ANOVA test. The comparison between seasons by Tukey's post-hoc test showed a significant ( $p < 0.05$ ) inhibition of AChE in summer and spring as compared to winter and autumn (Table 1).



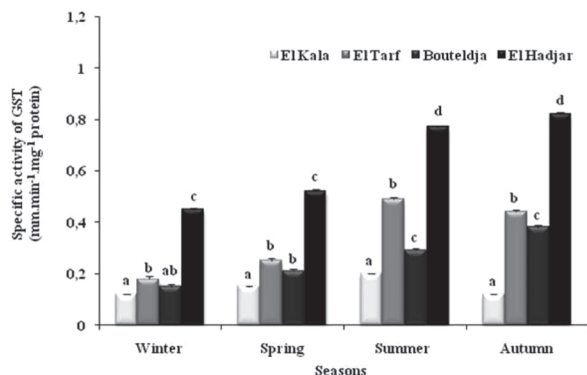
**Fig. 2.** Seasonal specific activity of Acetylcholinesterase ( $\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein) measured in the head of *Cornu aspersum* sampled in four sites of extreme northeast of Algeria (El Kala, Bouteldja, El Tarf, El Hadjar), during 2016 (mean  $\pm$  SD;  $n = 15$ ). Means followed by the same small case letters are not significantly different at  $p > 0.05$  between sites in each season (Tukey's post hoc test,  $p < 0.05$ ).

### Glutathione S-transferase activity

The seasonal activities of GST (Table 1; Fig. 3) recorded in hepatopancreas of *C. aspersum*, were increased significantly ( $p < 0.001$ ) in polluted site of El Hadjar, Bouteldja and El Tarf as compared with reference site of El Kala. The activities of GST varied from minimum of  $0.12 \pm 0.01 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein in El Kala to maximum of  $0.82 \pm 0.03 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein in El Hadjar, both at autumn (Fig. 3). The comparison of seasonal effects revealed a significant increase ( $p < 0.01$ ) of GST activities more marked in summer and autumn than other seasons (Table 1). Indeed, application of ANOVA tow-way test was reveal a significant effects ( $p < 0.001$ ) of site and season.

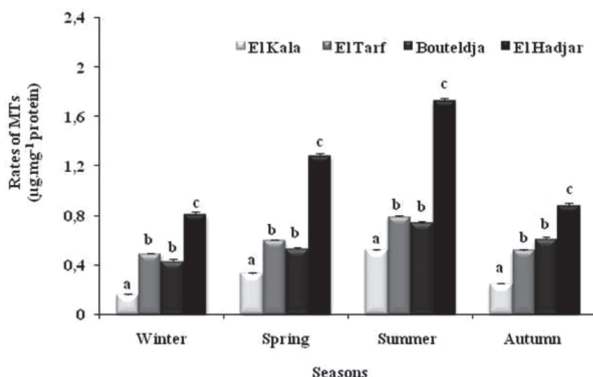
### Metallothioneins rates

The MTs rates determined in hepatopancreas of *C.*



**Fig. 3.** Seasonal specific activity of Glutathione S-transferase (mm.min<sup>-1</sup>.mg<sup>-1</sup> protein) measured in the hepatopancreas of *Cornu aspersum* sampled in four sites of extreme northeast of Algeria (El Kala, Bouteldja, El Tarf, El Hadjar), during 2016 (mean ± SD; n = 15). Means followed by the same small case letters are not significantly different at  $p > 0.05$  between sites in each season (Tukey's post hoc test,  $p < 0.05$ ).

*aspersum* individuals were showed in Table 1 and Figure 4. The rates of MTs recorded in El Hadjar, Bouteldja and El Tarf were significantly increased ( $p < 0.001$ ) as compared of those of El Kala. This increased of rate was more observed in summer with  $1.73 \pm 0.57 \mu\text{g.mg}^{-1}$  protein against  $0.16 \pm 0.02 \mu\text{g.mg}^{-1}$  protein recorded in winter at El Kala (Fig. 4). A significant effects of site and season ( $p < 0.001$ ) were performed after a two-way ANOVA analysis. The effect of season was more pronounced in sum-



**Fig. 4.** Seasonal Metallothioneins rates ( $\mu\text{g.mg}^{-1}$  protein) measured in the hepatopancreas of *Cornu aspersum* sampled in four sites of extreme northeast of Algeria (El Kala, Bouteldja, El Tarf, El Hadjar), during 2016 (mean ± SD; n = 15). Means followed by the same small case letters are not significantly different at  $p > 0.05$  between sites in each season (Tukey's post hoc test,  $p < 0.05$ ).

**Table 1.** Seasonal specific activity of Acetylcholinesterase and Glutathione S-transferase (mm.min<sup>-1</sup>.mg<sup>-1</sup> protein), and rates of Metallothioneins ( $\mu\text{g.mg}^{-1}$  protein) measured in *Cornu aspersum* sampled in four sites of extreme northeast of Algeria (El Kala, Bouteldja, El Tarf, El Hadjar), during 2016 (mean ± SD; n = 15).

Sites/Seasons	AChE				GST				MTs			
	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn
El Kala	1.88 ± 0.10 <sup>a</sup>	1.53 ± 0.10 <sup>b</sup>	1.25 ± 0.05 <sup>c</sup>	1.81 ± 0.27 <sup>a</sup>	0.12 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.15 ± 0.003 <sup>ab</sup>	0.20 ± 0.01 <sup>b</sup>	0.12 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.16 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.33 ± 0.06 <sup>b</sup>	0.52 ± 0.07 <sup>c</sup>	0.25 ± 0.04 <sup>ab</sup>
El Tarf	1.37 ± 0.08 <sup>a</sup>	1.04 ± 0.02 <sup>b</sup>	1.02 ± 0.06 <sup>b</sup>	1.09 ± 0.08 <sup>b</sup>	0.18 ± 0.07 <sup>a</sup>	0.25 ± 0.03 <sup>b</sup>	0.49 ± 0.05 <sup>c</sup>	0.44 ± 0.04 <sup>c</sup>	0.49 ± 0.01 <sup>a</sup>	0.60 ± 0.08 <sup>a</sup>	0.79 ± 0.11 <sup>b</sup>	0.52 ± 0.01 <sup>a</sup>
Bouteldja	1.46 ± 0.05 <sup>a</sup>	1.13 ± 0.05 <sup>b</sup>	1.05 ± 0.04 <sup>b</sup>	1.14 ± 0.09 <sup>b</sup>	0.15 ± 0.04 <sup>a</sup>	0.21 ± 0.008 <sup>b</sup>	0.29 ± 0.03 <sup>c</sup>	0.38 ± 0.04 <sup>d</sup>	0.43 ± 0.02 <sup>a</sup>	0.53 ± 0.05 <sup>ac</sup>	0.74 ± 0.02 <sup>bc</sup>	0.61 ± 0.06 <sup>c</sup>
El Hadjar	0.33 ± 0.08 <sup>a</sup>	0.17 ± 0.08 <sup>b</sup>	0.09 ± 0.007 <sup>b</sup>	0.36 ± 0.18 <sup>a</sup>	0.45 ± 0.07 <sup>a</sup>	0.52 ± 0.05 <sup>b</sup>	0.77 ± 0.12 <sup>c</sup>	0.82 ± 0.03 <sup>d</sup>	0.81 ± 0.08 <sup>a</sup>	1.28 ± 0.15 <sup>b</sup>	1.73 ± 0.57 <sup>c</sup>	0.88 ± 0.10 <sup>a</sup>

Means followed by the same small case letters are not significantly different at  $p > 0.05$  between seasons in each site (Tukey's post hoc test,  $p < 0.05$ ).



mer and spring than winter and autumn (Table 1).

## Discussion

Our research showed an inhibition of AChE activity in *C. aspersum* from polluted sites El Hadjar, Bouteldja and El Tarf as compared to reference site El Kala. These results were agree with study of Larba and Soltani (2014) in the same areas which highlighted a decrease in AChE activities in *C. aspersum* due to the metal pollution with high values of Fe, Mn, Pb and Cd. Indeed, the site of El Hadjar is submitted to metallic pollution derived from steelworks factory and also from a complex that produces pesticides and phosphoric fertilizers. Furthermore, the sites of Bouteldja and El Tarf are located near farmlands who generate pesticides contamination and also near highways which brings deposited atmospheric contamination. Grara *et al.* (2012) have reported an inhibition of AChE in *C. aspersum* after treatment with metal dust (Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, Mn, Fe) collected from the site of El Hadjar. An inhibition of AChE as biomarker of metallic neurotoxicity was reported in *Cantareus apertus* exposed to several metals (Mleiki *et al.*, 2015, 2017). Leomanni *et al.* (2016) have been also demonstrated in their studies on *C. apertus* exposed to mercury a decrease of AChE. The neurotoxic action of pesticides through inhibition of AChE was reported in *C. aspersum* after treatment with imidacloprid (Radwan and Mohamed, 2013), dimethoate (Coourdassier *et al.*, 2002) and carbamat molluscicides methomyl and methiocarb (Essawy *et al.*, 2009); and also in *C. apertus* exposed to Carbaryl (Leomanni *et al.*, 2015).

In present study a higher GST activity was recorded in *C. aspersum* from sample sites exposed to several sources of pollution compared to samples taken from the reference site, El Kala. This increase of the GST is probably due to the activation of the natural detoxification process of xenobiotics and also a pro-oxidant defense system. This induction of GST was probably induced by presence of several chemical contaminants like heavy metals and pesticides results from industries and agriculture activities in the polluted sites. Larba and Soltani (2014) have reported higher level of GST in this species from same sites exposed to metallic pollution. An activation of GST have been also reported in *C. aspersum* exposed to imidacloprid (Radwan and Mohamed, 2013) and to nickel and diazinon pesti-

cide (Zawisza-Raszka *et al.*, 2010). An induction of GST was also observed in the same species collected from sites contaminated with coal (de Souza *et al.*, 2015). Moreover, an induction of GST has been reported in other several snails species exposed to various pollutants like *Theba pisana* treated with sub lethal doses of some metals (Cu, Pb, Zn) (Radwan *et al.*, 2010) and copper-based pesticide (El-Gendy *et al.*, 2009); *Cepaea nemoralis* exposed to soil contaminated with trace metals (Boshoff *et al.*, 2015); *Eobania vermiculata* collected from metal and agricultural contaminated sites (El-Shenawy *et al.*, 2012); *Biomphalaria alexandrina* exposed to inorganic fertilizers (El-Deeb *et al.*, 2017) and *C. apertus* exposed to metal trace elements (Mleiki *et al.*, 2017).

Our study showed an increase of MTs rates in *C. aspersum* samples from polluted sites of El Hadjar, El Tarf and Bouteldja compared to clean site of El Kala, proving a metal contamination. Grara *et al.* (2012) and Larba and Soltani (2014) previously demonstrated a metal contamination in these areas due to industrial activities especially metallic production. An increase of MTs after metallic contamination have been demonstrated by Sturba *et al.* (2018) in *C. aspersum* exposed to chlorure of cadmium (CdCl<sub>2</sub>), Hispard *et al.* (2008) after exposed to cadmium and by Abdel-Halim *et al.* (2013) in the same species exposed to urban pollution. An increase of MTs has been reported in terrestrial snails *C. nemoralis* and *E. vermiculata* from metallic polluted sites as compared to reference site (Boshoff *et al.*, 2015; Iziou and Dimitiadis, 2011; El-Shenawy *et al.*, 2012). Other studies have showed an increase of MTs rates in snails after exposure to metallic pollution like *C. apertus* exposed to cadmium (Dallinger *et al.*, 2004) and mercury (Leomanni *et al.*, 2016).

Studies have previously shown that snails can modulate their defense system seasonally in response to biotic and abiotic conditions, such as low and high temperature and humidity (Nowakowska *et al.*, 2010; Staikou *et al.*, 2016). Our results showed an inhibition of AChE and increase of GST and MTs higher in summer followed by spring and autumn than in winter, this may be explained by the meteorological conditions and the activity of the aestivation and hibernation of the snails. We know that elevated temperature actively participates in the concentration of pollutants in environment (Staikeo *et al.*, 2017). Larba and Soltani (2014) demonstrated a lower AChE and higher GST activities in *C. aspersum* in summer than in winter. Furthermore,

Nowakowska *et al.* (2014) have demonstrated that *C. aspersum* increased its GST activity in response to arousal aestivation. Also, the CdMT gene expression in *Helix pomatia* is influenced by biotic and abiotic conditions as oxygen depletion and starvation (Pedrini-Martha *et al.*, 2017). Moreover, some authors have reported an increased of antioxidant enzymes during aestivation in the land snail *C. aspersum*, and in freshwater snail *Biomphalaria tenagophila* (Ramos-Vasconcelos and Hermes-Lima, 2003; Ferreira *et al.*, 2003). Also, Staikou *et al.* (2016) reported that a decrease of metabolism in snail *Cattania trizona olympica* are more observed at low temperature in winter.

## Conclusion

In conclusion the biomarkers responses recorded in *C. aspersum* collected from different sites located in the extreme northeast of Algeria, is related to the level and sources of exposition to pollution mainly industrial and agricultural. As well, our investigation suggest that terrestrial snail *C. aspersum* could be used in biomonitoring of soil pollution as a suitable bioindicator species.

## Acknowledgments

Our thanks go to the DG-RSDT grants (Directorate General for Scientific Research and Technological Development of Algerian Ministry of Higher Education and Scientific Research) [CNEPRU project D01N01UN23012014103 and PNR project 8/u23/1024].

## References

- Abdel-Halim, K.Y., Abo El-Saad, A.M., Talha, M.M., Hussein, A.A. and Bakry, N.M. 2013. Oxidative stress on land snail *Helix aspersa* as a sentinel organism for ecotoxicological effects of urban pollution with heavy metals. *Chemosphere*. 93 : 1131–1138.
- Belabed, B.E., Meddour, A., Samraoui, B. and Chenchouni, H. 2017. Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environ. Monit. Assess.* 189 : 1–19.
- Boshoff, M., Jordaens, K., Baguet, S. and Bervoets, L. 2015. Trace metal transfer in a soil–plant–snail microcosm field experiment and biomarker responses in snails. *Ecol. Indic.* 48: 636–648.
- Bradford, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72 : 248–254.
- Coourdassier, M., Scheifler, R., Mench, M., Crini, N., Vangronsveld, J. and de Vaufleury, A. 2010. Arsenic transfer and impacts on snails exposed to stabilized and untreated As-contaminated soils. *Environ. Pollut.* 158 : 2078–2083.
- Dallinger, R., Berger, B., Hunziker, P.E. and Kägi, J.H.R. 1997. Metallothionein in snail Cd and Cu metabolism. *Nature*. 388: 237–238.
- Dallinger, R., Lagg, B., Egg, M., Schipflinger, R. and Chabikovskiy, M. 2004. Cd accumulation and Cd-metallothionein as a biomarker in *Cepaea hortensis* (Helicidae, Pulmonata) from laboratory exposure and metal-polluted habitats. *Ecotoxicology*. 13 : 757–772.
- de Souza, M.R., da Silva, F.R., de Souza, C.T., Niekraszewicz, L., Dias, J.F., Premoli, S., Corrêa, D.S., Soares Mdo, C., Marroni, N.P., Morgam-Martins, M.I. and da Silva, J. 2015. Evaluation of the genotoxic potential of soil contaminated with mineral coal tailings on snail *Helix aspersa*. *Chemosphere*. 139 : 512–517.
- Drif, F., Abdennour, C., Ciðerci, I.H., Muddassir, A.M., Mansouri, O. and Messarah, M. 2019. Preliminary assessment of stress and genotoxicity biomarkers in bivalve molluscs from the gulf of Annaba, Algeria. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 102(4) : 555–559.
- Druart, C., Gimbert, F., Scheifler, R. and de Vaufleury, A. 2017. A full life-cycle bioassay with *Cantareus aspersus* shows reproductive effects of a glyphosate-based herbicide suggesting potential endocrine disruption. *Environ. Pollut.* 226: 240–249.
- El-Deeb, F.A.A., Marie, M.A.S., Hasheesh, W.S., Hussein, R.M.A. and Sayed, S.S.M. 2017. Biomarkers of oxidative stress in *Biomphalaria alexandrina* snails for assessing the effects of certain inorganic fertilizers. *Molluscan Res.* 37(4) : 289–294.
- El-Gendy, K.S., Radwan, M.A. and Gad, A.F. 2009. In vivo evaluation of oxidative stress biomarkers in the land snail, *Theba pisana* exposed to copper-based pesticides. *Chemosphere*. 77 : 339–344.
- Ellman, G.L., Courtney, K.D., Andres V.Jr. Featherstone, R.M., 1961. A new and rapid colorimetric determination of cholinesterase activity. *Biochem. Pharmacol.* 7 : 88–95.
- El-Shenawy, N.S., Mohammadden, A. and Al-Fahmie, Z.H. 2012. Using the enzymatic and non-enzymatic antioxidant defense system of the land snail *Eobania vermiculata* as biomarkers of terrestrial heavy metal pollution. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 84 : 347–354.
- Essawy, A.E., Abdelmeguid, N.E., Radwan, M.A., Hamed, S.S. and Hegazy, A.E. 2009. Neuropathological effect of carbamate molluscicides on the land



- snail, *Eobania vermiculata*. *Cell Biol. Toxicol.* 25 : 275–290.
- Ferreira, M.V.R., Alencastro, A.C.R. and Hermes-Lima, M. 2003. Role of antioxidant defenses during estivation and anoxia exposure in freshwater snails *Biomphalaria tenagophila* (Orbigny, 1835). *Can. J. Zool.* 81: 1239–1248.
- Grara, N., Atailia, A., Boucenna, M., Khaldi, F., Berrebbah, H. and Djebar, M.R. 2012. Effects of heavy metals on the snail *Helix aspersa* bioindicators of the environment pollution for human health. *International Conference on Applied Life Sciences.* 241–246.
- Habig, W.H., Pabst, M.J. and Jakoby, W.B. 1974. Glutathione S-transferases the first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem.* 249 : 7130–7139.
- Hispard, F., de Vaufléury, A., Cosson, R.P., Devaux, S., Scheifler, R., Coeurdassier, M., Gimbert, F., Martin, H., Richert, L., Berthelot, A. and Badot, P.M. 2008. Comparison of transfer and effects of Cd on rats exposed in a short experimental snail-rat food chain or to CdCl<sub>2</sub> dosed food. *Environ. Int.* 34 : 381–389.
- Itziou, A. and Dimitriadis, V.K. 2011. Introduction of the land snail, *Eobania vermiculata*, as a bioindicator organism of terrestrial pollution using a battery of biomarkers. *Sci. Total Environ.* 409 : 1181–1192.
- Jakoby, B.W. and Habig, H.W. 1980. Glutathione transferases In: *Enzymatic Basis of Detoxication* (eds.) By Jakoby, B.W. New York: Academic Press. 63–94.
- Kowalczyk-Pecka, D., Kowalcuk-Vasilev, E., Puchalski, A. and Klebaniuk, R. 2018. Peroxidation and unsaturation indices as potential biomarkers of multifarious zinc and copper micro-supplementation in *Helix pomatia* L. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 148: 713–720.
- Larba, R. and Soltani, N. 2014. Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environ. Monit. Assess.* 186: 4987–4995.
- Leomanni, A., Schettino, T., Calisi, A., Gorbi, S., Mezzelani, M., Regoli, F. and Lionetto, M.G. 2015. Antioxidant and oxidative stress related responses in the Mediterranean land snail *Cantareus apertus* exposed to the carbamate pesticide carbaryl. *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* 168 : 20–27.
- Leomanni, A., Schettino, T., Calisi, A. and Lionetto, M.G. 2016. Mercury induced haemocyte alterations in the terrestrial snail *Cantareus apertus* as novel biomarker. *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* 183–184: 20–27.
- Lionetto, M.G., Caricato, R., Calisi, A., Giordano, M.E. and Schettino, T. 2013. Acetylcholinesterase as a biomarker in environmental and occupational medicine: new insights and future perspectives. *Biomed Res. Int.* vol. 2013, Article ID 321213, 8 pages.
- Mariet, A.L., Pauget, B., de Vaufléury, A., Bégeot, B., Walter-Simonnet, A.W. and Gimbert, F. 2017. Using bioindicators to assess the environmental risk of past mining activities in the Vosges Mountains (France). *Ecol. Indic.* 75: 17–26.
- Mleiki, A., Marigómez, I. and Trigi El Menif, N. 2015. Effects of acute and chronic exposure to Pb and Cd and their combination on acetylcholinesterase activity in digestive gland and foot of the land snail, *Cantareus apertus* (Born, 1778). *Int. J. Environ. Res.* 9 : 943–952
- Mleiki, A., Marigómez, I. and Trigi El Menif, N. 2017. Green garden snail, *Cantareus apertus*, as biomonitor and sentinel for integrative metal pollution assessment in roadside soils. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24: 24644–24656.
- Nowakowska, A., Caputa, M. and Rogalska, J. 2010. Natural aestivation and antioxidant defence in *Helix pomatia*: effect of acclimation to various external conditions. *J. Mollus. Stud.* 76 (4): 354–359.
- Nowakowska, A., Gralikowska, P., Rogalska, J., Ligaszewski, M. and Caputa, M. 2014. Effect of induced spring estivation on antioxidant defence in *Helix aspersa* O.F. Muller, 1774 (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae). *Folia Malacol.* 22(1): 41–48.
- Pauget, B., Gimbert, F., Coeurdassier, M., Crini, N., Peres, G., Faure, O., Douay, F., Richard, A., Grand, C. and de Vaufléury, A. 2013. Assessing the in situ bioavailability of trace elements to snails using accumulation kinetics. *Ecol. Indic.* 34: 126–135.
- Pedrini-Martha, V., Schnegg, R., Baurand, P.E., deVaufléury, A. and Dallinger, R. 2017. The physiological role and toxicological significance of the non-metal-selective cadmium/copper-metallothionein isoform differ between embryonic and adult helioid snails. *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* 199: 38–47.
- Radwan, M.A., El-Gendy, K.S. and Gad, A.F. 2010. Oxidative stress biomarkers in the digestive gland of *Theba pisana* exposed to heavy metals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58 : 828–835.
- Radwan, M.A. and Mohamed, M.S. 2013. Imidacloprid induced alterations in enzyme activities and energy reserves of the land snail. *Helix aspersa*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 95 : 91–97.
- Ramos-Vasconcelos, G.R. and Hermes-Lima, M. 2003. Hypometabolism, antioxidant defenses and free radical metabolism in the pulmonate land snail *Helix aspersa*. *J. Exp. Biol.* 206 : 675–685.
- Regoli, F., Gorbi, S., Fattorini, D., Tedesco, S., Notti, A., Machella, N., Bocchetti, R., Benedetti, M. and Piva, F. 2006. Use of the land snail *Helix aspersa* sentinel organism for monitoring ecotoxicologic effects of urban pollution: an integrated approach. *Environ. Health Persp.* 114 : 63–69.
- Roma, D., Neola, A., Serpe, B., Sansone, F.P., Picazio, D., Cerino, G. and Esposito, P.M. 2017. Land Snails (*Helix aspersa*) as Bioindicators of Trace Element

- Contamination in Campania (Italy). *OALib Journal* 4, e3339. <https://doi.org/10.4236/oalib.1103339>.
- Sifi, K. and Soltani, N. 2019. Seasonal changes of two biomarkers of oxidative stress (LDH, MDA) in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca: Bivalvia) from the Gulf of Annaba (Algeria): correlation with carbohydrate and lipid contents. *Molluscan Res.* 39(1): 44–52.
- Staikou, A., Tachtatzis, G., Feidantsis, K. and Michaelidis, B. 2016. Field studies on the annual activity and the metabolic responses of a land snail population living in high altitude. *Comp. Biochem. Physiol., Part A Mol. Integr. Physiol.* 191: 1–8.
- Staikou, A., Kesidou, E., Garefalaki, M.E. and Michaelidis, B. 2017. Laboratory studies on the thermal tolerance and response of enzymes of intermediate metabolism in different land snail species. *Comp. Biochem. Physiol., Part A Mol. Integr. Physiol.* 203 : 262–272
- Sturba, L., Liberatori, G., Vannuccini, M.L., Ancora, S. and Corsi, I. 2018. Uptake and biological responses in land snail *Cornu aspersum* exposed to vaporized CdCl<sub>2</sub>. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 148: 377–383.
- Trevisan, R., Flesch, S., Mattos, J.J., Milani, M.R., Bainy, A.C. and Dafre, A.L. 2014. Zinc causes acute impairment of glutathione metabolism followed by coordinated antioxidant defenses amplification in gills of brown mussels *Perna perna*. *Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol.* 159: 22–30.
- Viarengo, A., Ponzano, E., Dondero, F. and Fabbri, R. 1997. A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. *Mar. Environ. Res.* 44: 69–84.
- Zawisza-Raszka, A., Dolezych, B., Dolezych, S. and Migula, P. 2010. Effects of nickel exposure and acute pesticide intoxication on acetylcholinesterase, catalase and glutathione S-transferase activity and glucose adsorption in the digestive tract of *Helix aspersa* (Pulmonata, Helicidae). *Environ. Pollut.* 40: 380–390.
- 
-

---

# Growth and Responses of Biomarkers in the Snail *Helix aspersa* (Mollusca, Gastropoda) Used as Bioindicator of Soil Pollution in Northeast of Algeria

Yousra Bairi, Karima Sifi, and Nouredine Soltani

---

## Keywords

*Helix aspersa* • Sol pollution • Biomonitoring • Growth • Biomarkers

---

## 1 Introduction

Among the terrestrial invertebrates to provide information on soil functions, snails are a good model. Indeed, these species used in numerous studies as bioindicators, integrate in a diverse and complementary way the contaminations which can affect the soil (Leomanni et al. 2015). Our study aims to biomonitoring of soil quality in Northeast of Algeria where previous work has shown that metallic pollution predominates (Larba and Soltani 2014); using the snail *Helix aspersa* (Mollusca, Gastropoda) as a bioindicator species. A study of the growth and response of three biomarkers of environmental stress; acetylcholinesterase, glutathione S-transferase and metallothionein, was conducted in this species. Samples were collected during the four seasons (winter, spring, summer, autumn) of 2016 at four sites in Northeast of Algeria and selected according to their level of exposure to pollution; El Hadjar, site exposed to industrial pollution; El-Tarf and Bouteldja, sites subject to urban and agricultural pollutions; and finally El Kala, a site remote from any source of pollution.

---

## 2 Material and Methods

### 2.1 Presentation of Sites

The site of El Kala (36°53'44" N; 8°26'36" E), is located in extreme east of Algeria close to the Tunisian border, It is chosen as a reference site because it is distant from any

pollution source. The sites of El Tarf (36°46'2" N; 8°18'50" E) and Bouteldja (36°30'10" N; 8°06'17" E), are located near urban and agricultural activities. El Hadjar (36°48'0" N; 7°43'60" E), is a site submitted to industrial pollution because is located near a steel complex.

### 2.2 Species Sampling and Biometric Analysis

Specimens of *H. aspersa* were collected during the four seasons (winter, spring, summer, autumn) in 2016, from the selected sites in the Northeast of Algeria. After sampling, *H. aspersa* were transported alive to the laboratory, where the biometric parameters were measured (height, diameter) as well as the total weight and then each species was dissected and the head and hepatopancreas were taken for biomarkers analysis.

### 2.3 Biomarkers Analysis

The activity of acetylcholinesterase (AChE) was determined in the head as method described by Ellman et al. (1961). The activity of glutathione S-transferase (GST) and the rates of metallothionein (MT) were measured in hepatopancreas according to Habig et al. (1974) and Viarengo et al. (1997) respectively. The results of the biomarkers were expressed relative to an amount of protein quantified according to the method of Bradford (1976).

### 2.4 Statistical Analysis

The results were expressed as mean  $\pm$  standard deviation (SD) and data were tested for normality and homogeneity. The variation of each parameter among sites and between seasons was tested by a two-way analysis of variance

---

Y. Bairi · K. Sifi (✉) · N. Soltani  
Laboratory of Applied Animal Biology, Department of Biology,  
Faculty of Sciences, University Badji Mokhtar of Annaba, 23000  
Annaba, Algeria  
e-mail: karima.sifi@univ-annaba.dz; sifi\_k23@yahoo.fr

**Table 1** Seasonal responses of acetylcholinesterase ( $\text{mM}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein), glutathione S-transferase ( $\text{mM}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein) and metallothionein ( $\mu\text{g MT}\cdot\text{mg}^{-1}$  protein) in *H. aspersa* sampled in four sites in the Northeast of Algeria: El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar during 2016 (mean  $\pm$  SD; n = 10)

Season	AChE				GST				MT			
	Site											
	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar	EL Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar	El Kala	El Tarf	Bouteldja	El Hadjar
Winter	1.926 $\pm$ 0.084 a A	1.361 $\pm$ 0.082 b A	1.448 $\pm$ 0.051 c A	0.317 $\pm$ 0.085 d A	0.113 $\pm$ 0.021 a A	0.201 $\pm$ 0.061 b A	0.173 $\pm$ 0.048 b A	0.499 $\pm$ 0.055 c A	0.170 $\pm$ 0.012 a A	0.484 $\pm$ 0.01 b A	0.424 $\pm$ 0.014 b A	0.863 $\pm$ 0.061 c A
Spring	1.592 $\pm$ 0.089 a B	1.024 $\pm$ 0.014 b B	1.112 $\pm$ 0.005 c B	0.122 $\pm$ 0.009 b B	0.152 $\pm$ 0.002 a A	0.230 $\pm$ 0.012 b A	0.222 $\pm$ 0.004 b B	0.558 $\pm$ 0.038 c B	0.286 $\pm$ 0.015 a B	0.547 $\pm$ 0.014 b A	0.500 $\pm$ 0.018 b A	1.376 $\pm$ 0.062 c B
Summer	1.275 $\pm$ 0.060 a C	0.984 $\pm$ 0.004 b B	1.028 $\pm$ 0.008 b C	0.091 $\pm$ 0.002 c B	0.192 $\pm$ 0.009 a AB	0.472 $\pm$ 0.056 b B	0.319 $\pm$ 0.01 c C	0.854 $\pm$ 0.072 d C	0.477 $\pm$ 0.041 a C	0.868 $\pm$ 0.053 b B	0.755 $\pm$ 0.011 c B	2.098 $\pm$ 0.290 d C
Autumn	2.002 $\pm$ 0.015 A a	1.051 $\pm$ 0.059 b B	1.196 $\pm$ 0.069 c D	0.296 $\pm$ 0.185 d A	0.135 $\pm$ 0.008 a A	0.416 $\pm$ 0.007 b C	0.367 $\pm$ 0.04 c D	0.805 $\pm$ 0.015 d D	0.223 $\pm$ 0.006 a AB	0.512 $\pm$ 0.01 b A	0.619 $\pm$ 0.017 c C	0.941 $\pm$ 0.053 d A

Means followed by same letters in minuscule are not significantly different at  $p > 0.05$  between sites within each season; while means followed by same letters in capital are not significantly different at  $p > 0.05$  between seasons within each site (Tukey's post hoc test,  $p < 0.05$ )

(ANOVA), followed by Tukey's post hoc test. All statistical analysis was performed using GraphPad.Prism.v6. The significant difference was defined at  $p < 0.05$ .

### 3 Results and Discussion

Seasonal variation in the growth of *H. aspersa* revealed that individuals in the El Kala site are great in size and have higher weights than individuals of polluted sites of El Tarf, Bouteldja and El Hadjar where smaller individuals have been observed in this site. The results of seasonal responses of AChE, GST and MT showed a significant inhibition ( $p < 0.001$ ) of AChE and a significant increase ( $p < 0.001$ ) of GST and MT in *H. aspersa* from polluted sites of El Hadjar, then El Tarf and Bouteldja as compared with reference site of El Kala (Table 1). Furthermore, the two-way ANOVA test showed significant effects ( $p < 0.001$ ) of both site and season. Our results agree with several studies conducted on *H. aspersa* whose Hispard et al. (2008) and Larba and Soltani (2014). Indeed, the sites of El Tarf and Bouteldja are subject to urban and agricultural pollution, while the El Hadjar site is located near a steel complex that brings a very important industrial pollution.

### 4 Conclusion

The results of the present investigation suggest that *H. aspersa* is a suitable organism and a sensitive non-target species that could be used in biomonitoring of

soil pollution based on biomarkers assays. The difference recorded in the growth and responses of biomarkers between the different sites located in the Northeast of Algeria, is related to level of exposition these sites to pollution.

### References

- Bradford M. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochem.* 1976;72:248–54.
- Ellman GL, Courtney KD, Andres V, Featherstone RM. A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochem Pharmacol Physiol Pharm.* 1961;38:84.
- Habig WH, Pabst MJ, Jacobi WB. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J Biol Chem.* 1974;249:7130–9.
- Hispard F, Schuler D, De Vaufleury A, Scheifler R, Badot PM, Dallinger R. Metal distribution and Metallothionein induction after cadmium exposure in the terrestrial snail *Helix aspersa* (Gastropods, Pulmonata). *Environ Toxicol Chem.* 2008;27(7):1533–42.
- Larba R, Soltani N. Use of the land snail *Helix aspersa* for monitoring heavy metal soil contamination in Northeast Algeria. *Environ Monit Assess.* 2014;186:4987–95.
- Leomanni A, Schettino T, Calisi A, Gorbi S, Mezzelani M, Regoli F, Lionetto MG. Antioxidant and oxidative stress related responses in the Mediterranean land snail *Cantareus apertus* exposed to the carbamate pesticide Carbaryl. *Comp Biochem Physiol Part C.* 2015;168:20–7.
- Viarengo A, Ponzano E, Dondero F, Fabbri R. A simple spectrophotometric method for metallothionein evaluation in marine organisms: an application to Mediterranean and Antarctic molluscs. *Mar Environ Res.* 1997;44:69–84.

## RESUME

Les recherches menées au cours de la réalisation de cette thèse de doctorat portent sur trois volets, le premier aborde un aspect écologique avec la détermination de la qualité des sols de quatre sites situés à l'extrême Nord-Est Algérien; El Hadjar, site exposé à une pollution industrielle; Et Tarf et Bouteldja, sites soumis à une pollution d'origine urbaine et agricole; et El Kala, un site écologique éloigné de toute source de pollution. Ce volet comprend la mesure des paramètres physico-chimiques des sols et leurs corrélations avec la biodiversité et les indices écologiques des Mollusques Gastéropodes Pulmonés terrestres inventoriés. Le second volet traite d'un aspect écotoxicologique avec la biosurveillance de ces sites par l'utilisation d'une espèce bioindicatrice, l'escargot *Cornu aspersum* (*Syn. Helix aspersa*; Mollusque, Gastéropode), et ce à travers une étude de la croissance et la réponse de quelques biomarqueurs du stress environnemental. Enfin, le troisième volet porte sur un aspect toxicologique traitant de l'impact d'un insecticide/acaricide de la famille des Kétoénoles, l'Oberon® 240 (matière active Spiromesifen à 240 g/l) homologué en Algérie, sur le profil lipidique hépatopancréatique déterminé chez les adultes de *C. aspersum*. L'échantillonnage (sol, Mollusques Gastéropodes) est réalisé mensuellement durant l'année 2016 au niveau des quatre sites d'étude et les résultats sont présentés saisonnièrement (hiver, printemps, été, automne).

**Aspect écologique :** les analyses physico-chimiques des sols (pH<sub>eau</sub>, pH<sub>KCl</sub>, conductivité électrique, porosité totale, humidité hygroscopique, taux de carbone, matière organique, calcaire total, calcaire actif, phosphore assimilable) des quatre sites d'étude, révèlent des sols neutres à légèrement alcalins et non salés. De plus, ces sols présentent une faible porosité et une humidité hygroscopique élevée. Les résultats montrent également que le site d'El Kala est riche en carbone et en matière organique comparativement aux autres sites. Selon les taux de calcaire, les sols sont considérés comme modérément calcaires, alors que les résultats du phosphore révèlent que le site d'El Hadjar possède un sol riche en ce composé. L'inventaire des Gastéropodes Pulmonés terrestres récoltés au niveau des sites d'étude, montre la présence de 12 espèces au total appartenant à 6 familles différentes avec une variation spatio-temporelle. Les espèces identifiées sont *Cornu aspersum* (Müller, 1774), *Cantareus apertus* (Born, 1778), *Massylaea constantina* (Forbes, 1838), *Otala lactea* (Müller, 1774), *Theba pisana* (Müller, 1774), *Cochlicella barbara* (Linnaeus, 1758), *Trochoidea elegans* (Gmelin, 1791), *Zebrina detrita* (Müller, 1774), *Rumina decollata* (Linnaeus, 1758), *Poiretia cornea* (Brumati, 1838), *Milax gagates* (Draparnaud, 1801) et *Milax nigricans* (Philippi, 1836). L'étude des indices écologiques montre une biodiversité plus importante dans le site d'El Kala et une dominance des espèces *C. aspersum* et *C. apertus*, avec une corrélation positive avec la texture et les paramètres physico-chimiques des sols.

**Aspect écotoxicologique :** l'étude comparative de la croissance des espèces de *C. aspersum* adultes et juvéniles entre les différents sites (El Kala, El Tarf, Bouteldja, El Hadjar), montre un meilleur rapport de croissance chez les individus d'El Kala comparativement à ceux des trois autres sites. Une corrélation positive entre la croissance et la texture et les paramètres physico-chimiques des sols est également rapportée en faveur du site d'El Kala. De plus, l'analyse des résultats des biomarqueurs du stress environnemental étudiés, montre une inhibition de l'acétylcholinestérase (AChE) et une induction de la glutathion S-transférase (GST) et des métallothionéines (Mts) chez les individus récoltés au niveau d'El Hadjar, El Tarf et Bouteldja comparativement à ceux d'El Kala avec des effets site et saison significatifs.

**Aspect toxicologique :** l'effet de l'Oberon® 240 (matière active Spiromesifen) administré par application topique à deux concentrations létales (CL<sub>50</sub>) de 5 et 10 µg/ml à 96 heures sur des adultes de *C. aspersum*, est évalué sur les taux des lipides, du malondialdéhyde (MDA) et le profil qualitatif et quantitatif des acides gras (AG) déterminés au niveau de l'hépatopancréas. Les résultats montrent une diminution des lipides et une augmentation des taux du MDA chez les séries traitées comparativement aux témoins avec un effet dose/réponse. La détermination qualitative des acides gras révèle un profil de seize (16) acides gras, dont trois (3) saturés, et treize (13) insaturés avec quatre (4) monoinsaturés et neuf (9) polyinsaturés. La comparaison des taux d'acides gras entre les séries témoins et traitées, montre une inhibition des taux de huit (08) acides gras : C18:0 (acide stéarique), C16:1 (acide palmitoléique), C18:1 (acide oléique), C20:1 (acide gadoléique), C18:3n-3 (acide α-linolénique), C20:3n-6 (acide dihomog-γ-linolénique), C20:4n-6 (acide arachidonique) et C22:4n-6 (acide adrénique). Cependant, aucune différence significative n'est observée pour le reste des acides gras.

L'ensemble des résultats obtenus révèle, que l'escargot *C. aspersum*, en raison de son abondance dans les différents sites d'étude, et ses réponses biochimiques au stress environnemental peut être utilisé, d'une part, comme un organisme bioindicateur de choix dans les études écotoxicologiques de biosurveillance de la qualité des sols et leur contamination ; et d'autre part, comme un modèle de laboratoire pour les études d'impact des pesticides sur les organismes non visés inféodés aux sols et agrosystèmes.

**Mots clés :** Sol, *Cornu aspersum*, Biodiversité, Biosurveillance, Oberon® 240.