



Université Constantine 1 Frères Mentouri
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département : Ecologie et Environnement

جامعة قسنطينة 1 الإخوة منتوري
كلية علوم الطبيعة والحياة
قسم : علم البيئة و المحيط

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière: Écologie et Environnement

Spécialité : Ecologie Fondamentale et Appliquée

N° d'ordre :

N° de série :

Intitulé :

**Effets de la pollution des sols par les résidus de pneus sur
Helix aspersa : altérations de la croissance et stress
oxydatif en conditions contrôlées.**

Présenté et soutenu par :

AICHOURL Mohamed Yasser

Le 26/06/2025

BOURSAS Rabeh

Jury d'évaluation :

Président du jury :	Touati Laid	Pr.	U. Constantine 1 Frères Mentouri
Encadrant :	Sahli Leila	Pr.	U. Constantine 1 Frères Mentouri
Examinateur :	Cheriti Oumnya	MC(B)	U. Constantine 1 Frères Mentouri

Remerciements

Nous remercions Dieu le Tout-Puissant de nous avoir donné la force, la capacité et le courage pour dépasser toutes les difficultés afin d'effectuer ce travail.

Avant tout, j'adresse mes remerciements les plus sincères au Mme **SAHLI Leila**, professeure à l'université Constantine 1-Frères Mentouri, qui a dirigé ce travail, pour son encadrement rigoureux, ses conseils précieux, sa disponibilité et son soutien constant tout au long de cette étude. Son expertise et son engagement ont joué un rôle fondamental dans l'aboutissement de ce travail.

Nous remercions très sincèrement Mr. **TOUATI Laid**, professeur à l'université Constantine 1-Frères Mentouri, de nous avoir fait l'honneur de présider notre jury. Nous le remercions également pour tous les conseils et orientations qu'il nous a donné tout au long de notre cursus.

Nous remercions Mme. **CHERITI Oumnya**, maître de conférences classe B à l'université Constantine 1-Frères Mentouri, pour avoir accepté d'évaluer ce travail.

Nos sincères remerciements vont à Mme **BOUCHERIT Zayneb**, à Mme **ATTAR Sarah Ghozlane**, ainsi qu'à tout le personnel du laboratoire de Biologie et Environnement de l'université Constantine 1-Frères Mentouri, pour les facilités accordées lors de la réalisation de ce travail.

Nous remercions Mme. **Belhiouani Hadjer**, maître de conférences classe B à l'ENSB et Mr. **Sahraoui Boubaker**, maître de conférences classe B au centre universitaire de Mila pour leur aide.

Nous remercions nos familles, en particulier nos parents, ainsi que nos frères, nos sœurs, et tous ceux qui ont participé, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Nous exprimons également notre reconnaissance à l'ensemble des enseignants ayant contribué à notre formation universitaire, pour la qualité de l'enseignement dispensé et les connaissances enrichissantes qu'ils ont su nous transmettre.

Nos remerciements vont aussi à nos camarades et amis pour leur esprit de collaboration, leur soutien moral et les échanges constructifs qui ont accompagné ce parcours. Nous remercions tout particulièrement **Rami Taabouche** et **Hocine Guers** pour leur aide précieuse et leurs encouragements constants.

À toutes et à tous, merci infiniment.

Dédicaces

Je remercie Dieu le tout puissant de nous avoir donné la force, la capacité et le courage pour dépasser toutes les difficultés afin d'effectuer ce travail.

Je dédie cet œuvre à ma chère mère **Yasmina**, le secret de mon succès et grâce à ses prières, je suis ici aujourd'hui. Qui a été mon plus grand supporteur. Pour votre amour inconditionnel, votre soutien indéfectible, vos encouragements, votre foi en mes capacités et vos sacrifices pour moi m'ont donné la force de poursuivre mes objectifs et mes rêves. Je la remercie du fond du cœur pour tout ce qu'elle a fait pour mon confort et mon succès.

" Je suis heureux de clôturer ce chapitre de ma vie par ce mémoire. J'espère que vous en serez fiers, ce diplôme est autant le vôtre que le mien "

A mon cher frère **Adel** et mes sœurs **Leila**, **Chahrazed** et **Saoussen**, Ce mémoire est le fruit de mes efforts, mais aussi de vos encouragements, votre patience et vos conseils ont été mes sources d'inspiration tout au long de ce parcours. Vous êtes mes piliers, mes alliés et mes meilleurs amis. Merci d'avoir cru en moi et d'avoir partagé cette aventure avec moi.

"A mes adorables nièces, les doux souvenirs qui égayent ma vie, les belles roses **Amarillysse**, **Aridje** et **Rovana** et mon petit neveu **Youcef** que votre vie soit heureuse".

À ma tante **Nacira** et mon oncle **Abd El Hakim** et sa famille qui ont été en coulisses avec leur encouragements et leur motivations, merci du fond du cœur pour tout ce que vous avez fait pour moi et à toute ma famille.

A mes chères amies **Rami**, **Samir**, **Rami**, **Houssem**, **Mohamed**, **Akram**, **Hichem** et **Rabeh** avec qui je partage le bonheur et les difficultés de nos études, les moments passés ensemble à échanger des idées et des émotions étaient inestimables pour moi, et vous étiez une source d'inspiration constante pour moi pour atteindre les plus hauts niveaux.

A ma chère promotion et à tous les enseignants sans exception, pour votre immense contribution à mon soutien et à mon développement. Votre rôle essentiel dans ma réussite restera gravé dans ma mémoire "Merci infiniment".

Enfin, je tiens à remercier tout spécialement mon binôme, **Boursas Rabeh**, pour son engagement, sa collaboration exemplaire et son esprit d'équipe durant toutes les étapes de notre travail commun.

Yasser

Dédicaces

À ceux qui ont été la source de ma force, de ma persévérence et de mon ambition,

Je dédie ce modeste travail à mes chers parents, **Boursas Mohamed et Kara Khadidja**, piliers de ma vie, dont l'amour, le dévouement et les sacrifices silencieux ont tracé le chemin de mon parcours académique. Sans leur soutien inconditionnel, ni leur confiance, je n'aurais pu franchir les étapes de cette aventure.

À mes frères et sœurs, pour leur présence bienveillante, leur patience et leurs mots d'encouragement dans les moments de doute.

À mes précieux amis :**Ayman, Rafik, Iheb, Rami, et Yasser, Nour El houda**, pour leur amitié sincère, leur soutien constant et les souvenirs inoubliables partagés tout au long de ce parcours.

Une pensée toute particulière à **Aichour Med Yasser**, mon partenaire de travail, pour sa collaboration précieuse, son engagement sans faille et l'esprit d'équipe qui a enrichi cette aventure académique.

Et enfin, à tous ceux et celles qui, de près ou de loin, ont cru en moi et m'ont inspiré à donner le meilleur de moi-même.

Merci infiniment.

Rabeh

Résumé

La pollution des sols due aux particules fines issues de l'usure des pneus constitue aujourd'hui un enjeu environnemental majeur. Ces particules libèrent dans l'environnement des composés organiques et inorganiques, qui s'accumulent en grande quantité dans les sols en bordures des routes, modifiant ainsi leurs propriétés chimiques et biologiques. Le présent travail s'inscrit dans ce contexte ; le but étant de mesurer en conditions contrôlées l'effet d'une exposition sub-chronique (28 jours) du gastéropode pulmoné terrestre *Helix aspersa* à des sols contenant des concentrations croissantes de la poudre de pneus usagés. L'expérience a porté sur sept groupes de *H. aspersa*, dont un groupe témoin et six groupes exposés à 0,5, 1, 5, 10, 20 et 50 % de poudre de pneus usagés dans le sol. Les mesures ont porté sur des indicateurs biométriques (poids frais, diamètre et hauteur de la coquille), et des indicateurs du stress oxydatif (Glutathion réduit-GSH, et Malondialdéhyde-MDA). Les résultats ont montré une détérioration progressive des paramètres biométriques avec l'augmentation de la concentration de la poudre des pneus dans le sol, se traduisant par un ralentissement de la croissance et une perte de poids. En ce qui concerne le stress oxydant, les résultats ont révélé que les taux du glutathion réduit (GSH) et du malonedialdéhyde (MDA) dans les hépatopancréas de *H. aspersa* ont été significativement affectés par les concentrations de la poudre de pneus dans le sol après 28 jours d'exposition. Ainsi, les résultats confirment la sensibilité de *H. aspersa* aux polluants provenant des pneus usagés et soutiennent son adoption en tant qu'organisme modèle pour le contrôle de la qualité des sols contaminés par des substances induites par le trafic routier.

Mots clés : *Helix aspersa*, sol, poudre de pneus, biométrie, GSH, MDA.

Abstract

Soil pollution by fine particles originating from tire wear currently represents a major environmental challenge. These particles release organic and inorganic compounds into the environment, which accumulate in large quantities in roadside soils, thereby altering their chemical and biological properties. The present work falls within this context; the aim being to measure, under controlled conditions, the effect of sub-chronic exposure (28 days) of the terrestrial pulmonate gastropod *Helix aspersa* to soils containing increasing concentrations of used tire powder. The experiment involved seven groups of *H. aspersa*, including a control group and six groups exposed to 0.5, 1, 5, 10, 20, and 50% of used tire powder in the soil. Measurements focused on biometric indicators (fresh weight, shell diameter, and height), and oxidative stress indicators (reduced Glutathione-GSH, and Malondialdehyde-MDA). The results showed a progressive deterioration of biometric parameters with increasing concentrations of tire powder in the soil, leading to slowed growth and weight loss. Regarding oxidative stress, the results revealed that the levels of reduced glutathione (GSH) and malondialdehyde (MDA) in the hepatopancreas of *H. aspersa* were significantly affected by the concentrations of tire powder in the soil after 28 days of exposure. Thus, the results confirm the sensitivity of *H. aspersa* to pollutants from used tires and support its adoption as a model organism for assessing the quality of soils contaminated by road traffic-induced substances.

Keywords: *Helix aspersa*, soil, tire powder, biometry, GSH, MDA.

ملخص

يشكل تلوث التربة بالجسيمات الدقيقة الناتجة عن تأكل الإطارات تحدياً بيئياً رئيسياً في الوقت الحاضر. تطلق هذه الجسيمات مركبات عضوية وغير عضوية في البيئة، والتي تترافق بكميات كبيرة في التربة على جوانب الطرق، مما يؤدي إلى تغيير خصائصها الكيميائية والبيولوجية. يندرج هذا العمل ضمن هذا السياق؛ حيث يهدف إلى قياس تأثير التعرض شبه المزمن (28 يوماً) لقواقع الحلزون البري الشائع (*Helix aspersa*) في ظروف متحكم بها لترتبة تحتوي على تراكيز متزايدة من مسحوق الإطارات المستعملة. شملت التجربة سبع مجموعات من الحلزون البري الشائع (*Helix aspersa*) ، منها مجموعة شاهدة وست مجموعات تعرضت لتلوث التربة بالجسيمات الدقيقة الناتجة عن تأكل الإطارات بتركيزات 0,5,1,5,10,20 و50%. ركزت القياسات على المؤشرات البيومترية (الوزن، قطر وارتفاع الصدفة) ومؤشرات الإجهاد التأكسدي (الجلوتاثيون المختزل-GSH، والمالونديالدهيد-MDA). أظهرت النتائج تدهوراً تدريجياً في المعايير البيومترية مع زيادة تركيز مسحوق الإطارات في التربة، مما انعكس في تباطؤ النمو وفقدان الوزن. أما بالنسبة لـ الإجهاد التأكسدي، فقد كشفت النتائج أن مستويات الجلوتاثيون المختزل (SHG) والمالونديالدهيد (MDA) في الكبد البنكرياسي لـ الحلزون (*Helix aspersa*). وبالتالي، تؤكد النتائج حساسية الحلزون البري الشائع (*H. aspersa*) للملوثات الناتجة عن الإطارات المستعملة وتدعم اعتماده كائن نموذجي لمراقبة جودة التربة الملوثة بمواد الناجمة عن حركة المرور على الطرق.

الكلمات المفتاحية : الحلزون البري الشائع (*Helix aspersa*), التربة، مسحوق الإطارات، القياسات الحيوية، GSH .MDA ،

Liste des abréviations

UNEP : United Nations Environment Programme (Programme des Nations Unies pour l'Environnement)

ETM : Éléments Traces Métalliques

TWP : Tire Wear Particles (Particules d'usure des pneus)

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

6PPD : N-((1,3-dimethylbutyl)-N'-phenyl-p-phenylenediamine)

TRWP : Tire and Road Wear Particles (Particules d'usure des pneus et de la route)

DWD : Deutscher Wetterdienst (Service météorologique allemand)

RiStWag : Richtlinien für die Anlage von Straßen, Teil: Wasserwirtschaft (Directive allemande pour la gestion des eaux de ruissellement routier)

PAE : Phtalates (Esters d'acide phthalique)

PUNR : Pneus Usagés Non Réutilisables

COV : Composés Organiques Volatils

AChE : Acétylcholinestérase

ROS : Reactive Oxygen Species (Espèces réactives de l'oxygène)

ADN : Acide Désoxyribonucléique

BDE : Brominated Diphenyl Ethers

H₂S : Sulfure d'hydrogène

HMMM : Hexaméthoxyméthyl-mélamine

PE : Polyéthylène

PP : Polypropylène

PVC : Polychlorure de vinyle

SBR : Styrene Butadiene Rubber (Caoutchouc styrène-butadiène)

Sb : Antimoine

SO₂ : Dioxyde de soufre

UV : Ultraviolet

ZnO : Oxyde de zinc

Liste de tableaux

Tableau 01 : Données statistiques (moy±ET) des paramètres de développement (poids, hauteur et diamètre de la coquille) de *Helix aspersa* après 28 j d'exposition. 25

Tableau 02 : Données statistiques (moy±ET) des paramètres du stress oxydant (GSH, MDA) dans les hépatopancréas de *Helix aspersa* après 28 j d'exposition. 29

Liste de figures

Figure 01 : Sources, voies de transport et processus de transformation des particules d'usure des pneus dans l'environnement (Suman et al. 2024).	4
Figure 02 : Fractions massiques de H ₂ S dans le gaz de pyrolyse en fonction de la température et du temps de séjour (Dalibor et Haydary, 2012).	10
Figure 03 : Quantité de SO ₂ dans le gaz d'échappement après la combustion du gaz de pyrolyse en fonction de la température et du temps de séjour (Dalibor et Haydary, 2012).	10
Figure 04 : Aspect général de l'escargot <i>Helix aspersa</i> -stade adulte (Séquier-Blanc, 2014).	13
Figure 05 : Morphologie de l'escargot <i>Helix Aspersa</i> (https://www.ikonet.com/fr/ledictionnairevisuel/regneanimal/mollusques/escargot/morphologie-de-escargot.php)	14
Figure 06 : Morphologie de la coquille chez <i>Helix aspersa</i> (Cheriti et al. 2021)	14
Figure 07 : Représentation schématique des différentes réponses physiologiques et comportementales des mollusques terrestres aux polluants courants (Smith et al. 2020).	17
Figure 08 : Plan expérimental du test d'écotoxicité sub-chronique sur <i>Helix aspersa</i>	19
Figure 09 : Schéma illustrant les conditions de déroulement du test.	20
Figure 10 : Photos illustrant le déroulement du test d'écotoxicité sub-chronique de la poudre des pneus sur <i>Helix aspersa</i> .	20
Figure 11 : Etapes de dissection des <i>Helix aspersa</i> pour extraire l'hépatopancréas	21
Figure 12 : Etapes dedétermination des indicateurs du stress oxydant chez <i>Helix aspersa</i>	23
Figure 13 : Evolution de la croissance en poids (g) chez <i>Helix aspersa</i> en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol après 28j d'exposition (a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, p < 0.05)	26
Figure 14 : Evolution de la croissance en diamètre de la coquille (mm) chez <i>Helix aspersa</i> en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol après 28j d'exposition (a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, p < 0.05)	27
Figure 15 : Evolution de la croissance en hauteur de la coquille (mm) chez <i>Helix aspersa</i> en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol après 28j d'exposition (a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, p < 0.05)	28

Figure 16 : Variation des taux du GSH ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de tissus) dans les hépatopancréas des *Helix aspersa* en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol (a, b, c, d : groupes homogènes-Test de Tukey, $p < 0.05$). 30

Figure 17 : Variation des taux en MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de tissus) dans les hépatopancréas des *Helix aspersa* en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol. (a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, $p < 0.05$). 31

Table des matières

Remerciements

Dédicaces

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction	1
---------------------	---

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1. les pneus comme source de pollution	3
I.2. Origine et sources de la contamination des sols par les pneus	3
I.3. Composition chimiques des pneus	4
I.4. Enjeux environnementaux liés aux pneus usagés	5
I.5. Dégradation et libération de composés toxiques	5
I.5.1. fragmentation des pneus en microplastiques et nanoparticules	6
I.5.2. Transport et dispersion des particules de pneus dans le sol	6
I.5.3. Temps de dégradation des pneus dans différents environnements	7
I.6. Contamination des sols par les pneus usagés	8
I.6.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	8
I.6.2. Élément trace métallique (ETM)	8
I.6.3. Microplastique	9
I.6.4. Composé Organiques volatils (COV)	9
I.6.5. Soufre et ses dérivés	9
I.7. Effets des pneus sur la faune et la flore du sol	10
I.7.1. Toxicité pour les micro-organismes du sol	10
I.7.2. Réduction de la fertilité et des capacités de régénération des sols	11
I.7.3. L'effet sur la croissance des plantes	11

I.8. Utilisation des gastéropodes pulmonés terrestres comme indicateurs de la pollution des sols	12
I.8.1. Généralités sur la bio-indication	12
I.8.2. Types de bio-indication	12
I.8.2.1. La bio-indication active	12
I.8.2.2. La bio-indication passive	12
I.8.3. les gastéropodes pulmonés terrestres : cas de l'espèce <i>Helix aspersa</i>	12
I.8.3.1. Biologie	13
I.8.3.2. Morphologie	13
I.8.3.3. La coquille	14
I.8.3.4. Le corps	14
I.8.4. Le rôle des escargots dans l'évaluation de la qualité de l'environnement	15

Chapitre II : Matériel et méthodes

II.1. Choix de l'espèce modèle pour les tests	18
II.2. Test d'écotoxicité sub-chronique de la poudre des pneus sur <i>Helix aspersa</i>	18
II.2.1. Principe du test et plan expérimental	18
II.2.2. Les conditions de déroulement du test d'écotoxicité	19
II.2.3. Suivi paramètres biométriques chez <i>Helix aspersa</i>	21
II.2.4. Suivi des indicateurs du stress oxydant chez <i>Helix aspersa</i>	21
II.2.4.1. Préparation des individus	21
II.2.4.2. Détermination des paramètres indicateurs du stress oxydant chez <i>Helix aspersa</i>	22
II.2.4.2.1. Dosage du glutathion réductase (GSH)	22
II.2.4.2.2. Dosage du malonodialdéhyde (MDA)	22
II.3. Traitement statistique des données	23

Chapitre III : Résultats et discussion

III.1. Évaluation de l'écotoxicité de la poudre des pneus sur le développement de <i>Helix aspersa</i>	25
III.1.1. Evolution de la croissance en poids	25
III.1.2. Evolution de la croissance en diamètre de la coquille	26
III.1.3. Evolution de la croissance en hauteur de la coquille	28

III.2. Évaluation du stress oxydant chez <i>Helix aspersa</i>	29
III.2.1. La glutathion réductase (GSH)	29
III.2.2. Le malonodialdéhyde (MDA)	30
III.3. Discussion	32

Conclusion & perspectives	35
--------------------------------------	-----------

Références bibliographiques	37
------------------------------------	-----------

Introduction

La pollution des sols due aux particules fines issues de l'usure des pneus constitue aujourd'hui un enjeu environnemental croissant. Ces particules libèrent dans l'environnement des éléments traces métalliques (ETM) comme le zinc et le cuivre, ainsi que des composés organiques toxiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui s'accumulent en grande quantité dans les sols en bordures des routes, modifiant ainsi leurs propriétés chimiques et biologiques (Keller et al. 2023). Par ailleurs, plusieurs auteurs ont mis en évidence la dangerosité d'un additif couramment utilisé dans la fabrication des pneus, le 6PPD (Suman et al. 2024 ; Schlegel, 2024). Ce composé, lorsqu'il réagit avec l'ozone par exemple, se transforme en 6PPD-quinone, une substance hautement毒ique pour la faune aquatique, notamment le saumon coho. De même, sa détection dans les urines d'enfants, d'adultes et de femmes enceintes dans le sud de la Chine est soupçonnée d'avoir divers effets néfastes sur la santé humaine (Robbins, 2023).

La caractérisation physico-chimique des matrices environnementales a été perçue pendant longtemps comme la principale méthode pour l'évaluation du risque environnemental. Bien qu'elle soit efficace, cette dernière n'est pas assez représentative (Belhiouani, 2019). Ainsi, face aux menaces environnementales actuelles, il devient indispensable de recourir à des organismes bioindicateurs capables d'évaluer de manière fiable l'impact de cette pollution sur le vivant. Parmi eux, le gastéropode pulmoné terrestre *Helix aspersa*, un escargot largement répandu, qui se distingue par sa capacité à bioaccumuler divers polluants, notamment les ETM et les composés organiques toxiques. Plusieurs travaux ont démontré l'intérêt de ce gastéropode dans la surveillance de la qualité des sols, en raison de sa sensibilité aux contaminants et de ses réponses biologiques mesurables, telles que le ralentissement de la croissance, la diminution des capacités reproductives, ou encore l'induction de métallothionéines, des protéines impliquées dans la régulation et la détoxicification des métaux (Gomot-de Vaufleury & Pihan, 2000 ; Beeby & Richmond, 2002 ; Belhiounai, 2019 ; Sahraoui et al. 2021 ; Cheriti, 2022). Ces polluants sont transportés dans l'organisme par les hémocytes jusqu'à la glande digestive, principal organe de métabolisme et de détoxicification (Beeby & Richmond, 2002 ; Regoli et al. 2005).

Grâce à sa facilité d'élevage et à sa tolérance aux conditions expérimentales, *H. aspersa* constitue un outil précieux pour évaluer l'état de contamination des sols, notamment par les résidus issus de l'abrasion des pneus. Le présent travail s'inscrit donc dans ce contexte, en explorant le potentiel de ce gastéropode comme indicateur biologique de la pollution des sols liée aux particules de pneus usagés en conditions contrôlées. Ainsi, les individus juvéniles de

H. aspersa issus d'élevage ont été exposés à des sols contaminés avec différentes concentrations de particules de pneus usagés pendant une durée de 28 jours. A la fin du test, plusieurs paramètres indicateurs de stress chez cette espèce ont été mesurés, en particulier : la croissance en biomasse, en diamètre et en hauteur de la coquille. Nous avons également procédé à une mesure des paramètres indicateurs du stress oxydant chez *H. aspersa* (Glutathion réduit-GSH, et Malondialdéhyde-MDA). Ces derniers ont été déterminés dans les tissus hépatopancréatiques à la fin du test.

Ce mémoire est structuré en trois chapitres :

Chapitre 1: constitue la partie "Synthèse bibliographique" qui présente un état de l'art des connaissances et travaux réalisés sur cette problématique relative de la pollution des sols par les particules des pneus usagés ;

Chapitre 2: constitue la partie "Matériel et méthodes" dans laquelle sont décrites l'approche expérimentale adopté dans le cadre de cette étude. Ainsi, nous décrivons les différentes techniques analytiques utilisées, depuis la préparation du matériel biologique, et du substrat contaminé par la poudre de pneus jusqu'au lancement du test et calcul des paramètres biométriques indicateurs de stress chez *H. aspersa* ;

Chapitre 3: expose les résultats obtenus, illustrés sous forme de tableaux et d'histogrammes, accompagnés de leur traitement statistique, ainsi que leur interprétation et discussion.

Enfin, l'étude est clôturée par une conclusion et des perspectives.

Chapitre I :

Synthèse bibliographique

I.1. Les pneus comme source de pollution

La gestion des pneus usagés représente aujourd’hui un véritable défi environnemental mondial. Leur accumulation inquiète de plus en plus, aussi bien les organisations écologiques que les citoyens sensibilisés aux risques qu’ils posent pour la santé humaine et les écosystèmes (United Nations Environnement Programme-UNEP, 2011). Ce type de déchet, à la fois encombrant et difficile à dégrader, reflète plus largement les enjeux liés à la gestion des déchets dans un monde en pleine urbanisation (Suman et al. 2024).

En Afrique, cette problématique est exacerbée par une croissance urbaine rapide (Charlot, 2004). Cette urbanisation s’accompagne d’une augmentation notable des déchets issus des activités domestiques, agricoles, industrielles et commerciales. Comme le souligne le Programme des Nations Unies pour l’Environnement-UNEP (2011), la quantité de déchets produits par habitant ne cesse d’augmenter avec le développement économique.

I.2. Origine et sources de la contamination des sols par les pneus

La contamination des sols par les pneus usagés est un problème environnemental majeur, principalement dû à leur usure, leur stockage et leur élimination incorrecte. Composés de matériaux tels que des microplastiques, des éléments traces métalliques (ETM) et des hydrocarbures, les pneus libèrent des polluants qui s’accumulent dans le sol, menaçant l’environnement et la qualité des ressources naturelles (Figure 01). Chaque année, environ 3 milliards de pneus sont produits, dont 800 millions deviennent des déchets. Leur recyclage est énergivore et leur réutilisation reste limitée, contribuant ainsi à la pollution des sols (Mayer et al. 2024).

L’usure des pneus pendant leur utilisation génère des particules fines appelées TWP (Tire Wear Particles), qui contiennent du zinc, du soufre et du noir de carbone. Ces particules se dispersent dans l’air et l’eau de ruissellement, contaminant ainsi les sols même sans trafic routier (Rodland et al. 2023). De plus, l’incinération des pneus en plein air pour récupérer les câbles métalliques libère des ETM (fer, zinc, plomb, nickel, cadmium) qui polluent les sols et les nappes phréatiques, représentant ainsi un danger pour la biodiversité et la santé humaine (Nga et al. 2016).

Les poussières provenant des pneus contiennent aussi des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), connus pour leur potentiel cancérogène, ainsi que la 6PPD (N-(1,3-diméthylbutyl)-N'-phényl-p-phénylénediamine), (Suman et al. 2024), un additif qui, au contact de l’ozone, se transforme en 6PPD Quinone. Ce composé a été identifié comme un

facteur majeur de la mortalité des saumons argentés dans la région de Seattle au Nord-Ouest des États-Unis-Washington (Schlegel, 2024).

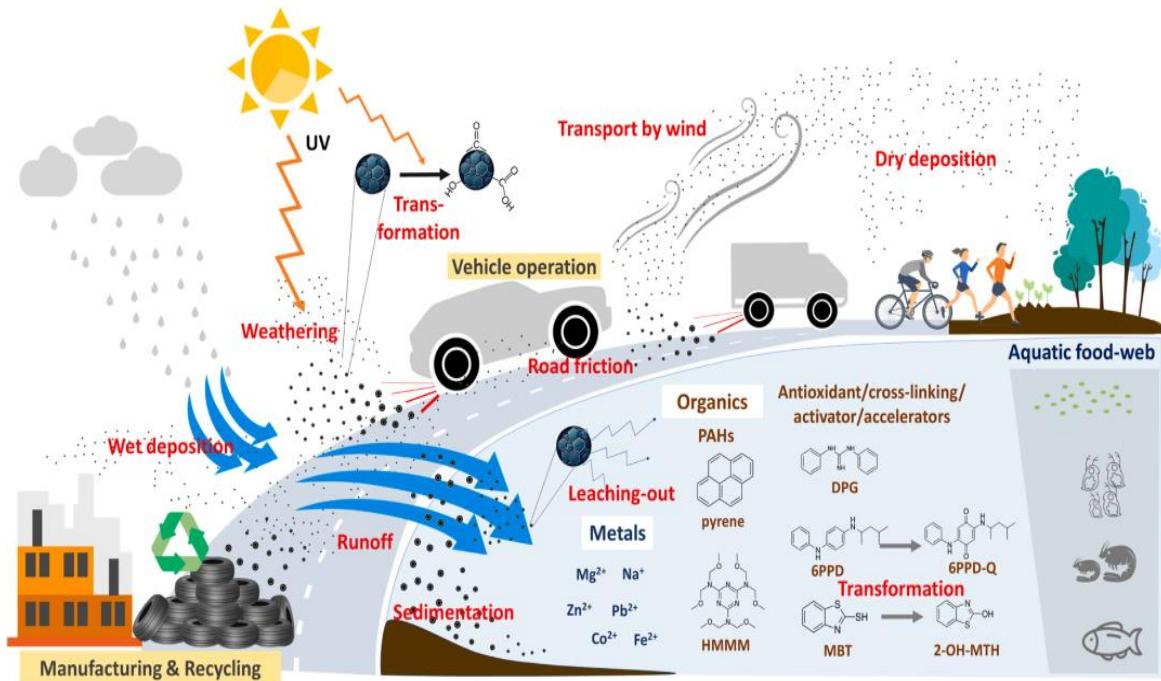


Figure 01: Sources, voies de transport et processus de transformation des particules d'usure des pneus dans l'environnement (Suman et al. 2024).

I.3. Composition chimique des pneus

Les pneus sont principalement fabriqués à partir de caoutchouc vulcanisé, un polymère réticulé. Le caoutchouc utilisé est souvent un copolymère styrène-butadiène (SBR) ou un mélange de caoutchouc naturel et de SBR. En plus du caoutchouc, les pneus contiennent plusieurs autres composants :

- **Charges de renforcement** : le noir de carbone est ajouté pour améliorer la résistance à l'abrasion (Hotou et Wandji, 2015).
- **Fibres de renforcement** : des fibres textiles (rayonne, nylon, polyester) et des câbles en acier remplacent progressivement les fibres naturelles comme le coton. L'acier représente environ 50 % du marché des fibres de renfort depuis les années 1990 (Corallo, 1995).
- **Huiles de pétrole (Extenders)** : utilisées pour contrôler la viscosité et améliorer la flexibilité des pneus, les huiles naphténiques ont progressivement remplacé les huiles aromatiques depuis les années 1990 (Corallo, 1995).

- **Autres additifs** : le soufre, les huiles et les fils métalliques sont aussi présents dans la composition des pneus (Hotou et Wandji, 2015).

En Europe occidentale, les pneus contiennent en moyenne 89 % de caoutchouc, 8 % de tissu (synthétique ou acier) et 3 % de fil d'acier. Les fibres de renforcement sont typiquement composées de 2,8 % de rayonne, 1,3 % de nylon, 0,1 % de polyester et 13,1 % d'acier (Guelorget et al. 1993).

I.4. Enjeux environnementaux liés aux pneus usagés

Les pneus usagés (PUNR - Pneus Usagés Non Réutilisables) représentent un enjeu majeur en matière d'impact environnemental, notamment en raison de leur influence sur la santé humaine et les écosystèmes. Plusieurs études ont abordé les risques associés à leur gestion et à leur dégradation. Par exemple, une étude menée à Taïwan a examiné le broyage des pneus usagés dans des usines et a mis en évidence plusieurs problèmes, tels que la production de poussières, l'émission de gaz toxiques et des nuisances sonores. Ces processus pourraient libérer des composés mutagènes responsables de cancers de la peau, des poumons et du larynx, ainsi que de leucémies (Chien et al. 2003).

Une autre étude menée par Evans (1997) a examiné les lixiviats des pneus et souligné leur potentiel neurotoxique, remettant en question l'idée que ces substances sont non volatiles. Il a également mis en évidence la toxicité du zinc pour les organismes vivants, insistant sur la nécessité d'un suivi rigoureux des eaux pour détecter les substances dangereuses pouvant entraîner une contamination de l'environnement (Evans, 1997).

Concernant les particules de pneus en suspension dans l'air, Wik et Dave (2008) ont observé des divergences dans les études sur les risques allergènes et asthmogènes. Leurs recherches ont montré que ces particules pouvaient provoquer des altérations cellulaires, des modifications de l'ADN et augmenter la mortalité des rats et des cellules pulmonaires humaines en raison de la toxicité des particules issues des pneus. De plus, Horner (1996) a étudié l'impact du zinc contenu dans les pneus sur la faune aquatique, révélant une mortalité élevée chez certaines espèces de poissons exposées aux lixiviats de pneus dans leur habitat naturel (Horner, 1996).

I.5. Dégradation et libération de composés toxiques

Les pneus sont composés de caoutchouc naturel et synthétique, de métaux et de noir de carbone, ainsi que d'autres additifs chimiques (Sommer et al. 2018; Halle et al. 2020). Comme mentionné plus haut, lors de leur usure, ils génèrent TWP, qui représentent une

source importante de pollution microplastique et de contamination par les ETM (Wagner et al. 2018; Järlskog et al. 2020). Cette pollution, exacerbée par l'augmentation du trafic routier, a des impacts négatifs sur la santé humaine et l'environnement (Khan et Strand, 2018; Campanale et al. 2020; Rahman et al. 2021; Zglobicki et Telecka, 2021). Ces particules peuvent être transportées par l'air et le ruissellement vers les milieux marins, contribuant ainsi à la pollution de l'eau et affectant la biodiversité marine (Adachi et Tainosho, 2004; Adamiec et al. 2016; Jeong et Ra, 2021).

I.5.1. Fragmentation des pneus en microplastiques et nanoparticules

Les pneus usés libèrent des nanoparticules qui peuvent être toxiques pour les écosystèmes. Par exemple, des recherches ont montré que les nanoparticules de zinc (ZnO), issues de l'usure des pneus, provoquent un stress oxydatif et des dommages dans la glande digestive de l'escargot *Helix aspersa* (Kovochich et al. 2021). Les particules d'usure des pneus (TWP), qui mesurent moins de 5 mm, sont constituées de caoutchouc et d'additifs chimiques. Chaque année, environ 6,1 millions de tonnes de ces particules sont produites, représentant 5 à 10 % des microplastiques présents dans l'environnement (Kole et al. 2017). En comparaison des microplastiques classiques (PE, PP, PVC), les TWP contiennent des composants tels que des polymères de caoutchouc, du noir de carbone, des plastifiants (PAE), des antioxydants (comme le 6PPD), des vulcanisants (soufre), et des ETM (Suman et al. 2020 ; Patra et al. 2022 ; Mattsson et al. 2023). Ces particules se diffusent dans l'air, les sols, les lacs et les océans, exposant ainsi les écosystèmes à des risques similaires à ceux des microplastiques classiques, notamment l'accumulation dans la chaîne alimentaire (Halle et al. 2020). Cette problématique suscite un intérêt croissant parmi les chercheurs mondiaux (Kawecki et al. 2018 ; Meng et al. 2020).

I.5.2. Transport et dispersion des particules de pneus dans le sol

Les particules d'usure des pneus, appelées TRWP (Tire Rubber Wear Particles), se propagent dans les environnements aquatiques et terrestres par divers moyens, dont le ruissellement. En Allemagne, les TRWP sont principalement générées et transportées par les rues urbaines, et peuvent se retrouver dans les égouts, l'eau potable, et les écosystèmes terrestres (Baensch-Baltruschat et al. 2020). Ces particules contiennent des additifs chimiques qui sont susceptibles de contaminer la chaîne alimentaire et de nuire à la faune, y compris les humains (Cverenkárová et al. 2021 ; Kim et al. 2022). Par exemple, la 6PPD-quinone, un sous-produit des TRWP, est particulièrement毒ique pour les poissons d'eau douce et les crustacés (Hiki et

al. 2021). Les TRWP peuvent également interagir avec d'autres polluants environnementaux, ce qui peut augmenter ou diminuer leur toxicité, créant ainsi des effets synergiques ou antagonistes (Fan et al. 2021).

Les TRWP se déposent principalement sur des surfaces imperméables, telles que celles des routes urbaines. Certaines particules migrent vers les égouts, tandis que d'autres s'accumulent sur les accotements non pavés (Ten Broeke et al. 2008). En Allemagne, les eaux de ruissellement sont traitées avant d'être rejetées dans les milieux aquatiques, une réglementation qui remonte aux années 1960. Les systèmes de gestion des eaux pluviales sont conçus pour gérer les volumes maximaux attendus de pluie, en fonction de la région (Deutscher Wetter Dienst-DWD, 2020). Dans les zones où l'infiltration naturelle est impossible, des systèmes techniques de drainage sont utilisés pour éviter la contamination des nappes phréatiques, notamment dans les zones de protection des eaux potables (RiStWag, 2016).

I.5.3. Temps de dégradation des pneus dans différents environnements

Le vieillissement des particules d'usure des pneus (TRWP) dépend de plusieurs facteurs environnementaux. Exposées d'abord à la lumière et aux variations de température sur les routes, ces particules subissent un vieillissement préliminaire avant d'être transportées par dispersion atmosphérique ou ruissellement vers les bords des routes ou les écosystèmes aquatiques et terrestres. Une fois en transit, elles subissent des processus comme la photo-oxydation, le lessivage et la biodégradation. Les TRWP peuvent aussi se fragmenter ou s'agréger, libérant des éléments inorganiques et organiques (Aboelkheir et al. 2019).

Les pneus en caoutchouc vulcanisé, qui sont couramment utilisés, contiennent des chaînes de polyisoprène réticulées par des ponts de soufre. Ces chaînes peuvent être dégradées par des microorganismes aérobies et anaérobies, ce qui entraîne la dévulcanisation du caoutchouc et une augmentation de son hydrophilie (Aboelkheir et al. 2019). Cette dégradation est influencée par plusieurs facteurs, notamment la densité, la cristallinité et la composition chimique du caoutchouc (Shah et al. 2013).

Les bactéries jouent un rôle essentiel dans la biodégradation du caoutchouc, notamment des genres comme *Streptomyces*, *Micromonospora* et *Gordonia* qui produisent des enzymes capables de dégrader le caoutchouc (Imai et al. 2011). Ces bactéries sont aérobies et se développent de manière optimale entre 30 et 40 °C, bien que certaines tolèrent des températures plus élevées (Shah et al. 2013). Les champignons, eux aussi, contribuent à la

dégradation du polyisoprène, surtout en s'attaquant aux surfaces rugueuses du caoutchouc (Berekaa, 2006).

Les additifs utilisés dans la fabrication des pneus influencent aussi la dégradation. Par exemple, les antioxydants, qui sont souvent présents dans les bandes de roulement, ralentissent le processus de biodégradation (Altenhoff et al. 2019). En revanche, certains traitements préalables, comme l'exposition aux UV ou à l'ozone, peuvent rendre le caoutchouc plus biodégradable en éliminant ces inhibiteurs (Berekaa et al. 2000).

I.6. Contamination des sols par les pneus usagés

Les pneus usés, en plus de libérer des particules de caoutchouc, émettent aussi des éléments traces métalliques (ETM), des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), des microplastiques, des composés organiques volatils (COV), etc.

I.6.1. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Ces composés suscitent une inquiétude croissante en raison de leur toxicité avérée et de leurs effets cancérogènes, mutagènes et tératogènes (Llamas et al. 2017). En effet, les pneus usagés représentent une source importante de HAP lors de leur traitement par pyrolyse, en raison de leur composition complexe incluant du noir de carbone, des fibres, des charges et des agents de vulcanisation (Kwon et al. 2012). Dans un environnement sans oxygène, la formation de HAP est pratiquement inévitable (Skoczyńska et al. 2021).

Plusieurs paramètres influencent la génération de HAP durant la pyrolyse, notamment la température, la vitesse de chauffage, l'atmosphère réactive, le temps de réaction, l'usage de catalyseurs et la granulométrie des matériaux. Une étude sur la pyrolyse du charbon a montré que la production totale de HAP augmente avec la température, atteignant un pic à 800 °C (Gao et al. 2016). Par ailleurs, la pyrolyse rapide de biomasse génère davantage de composés aromatiques polycycliques de 1 à 5 cycles, tels que le fluorène, l'anthracène, le phénanthrène et le pyrène (Safdar et al. 2019). Malgré ces avancées, la compréhension des mécanismes de formation des HAP à partir des pneus reste encore partielle.

1.6.2. Eléments traces métalliques

Les ETM tels que le zinc, le cuivre, le cadmium, le plomb, le chrome, l'arsenic et l'antimoine sont présents à de faibles concentrations dans les sols naturels (<1000 mg/kg), mais représentent une source d'inquiétude majeure en raison de leur toxicité potentielle pour l'environnement et la santé humaine (Crémazy et al. 2019 ; Cheng et Yap, 2015).

1.6.3. Microplastiques

Les recherches sur les microplastiques ont révélé que les particules les plus courantes dans les matériaux analysés sont de petites tailles, majoritairement inférieures à 10 µm, ce qui pourrait sous-estimer le nombre réel de particules ultrafines. Les observations réalisées par microscopie électronique ont montré des particules irrégulières, dont la majorité mesurait entre 5 µm et 100 µm, et qui étaient souvent fixées à des particules plus grandes (Kreider et al. 2010 ; Grigoratos et Martini, 2014). Ces microplastiques peuvent être transportés par les poussières et sont un sujet de préoccupation en raison de leurs effets potentiels sur la santé et l'environnement (Sylvie Burnouf, 2020)

1.6.4. Composés Organiques Volatils

Au cours des dernières années, l'intérêt scientifique pour la pollution issue des pneus automobiles s'est considérablement accru, notamment en ce qui concerne l'émission de composés organiques volatils (COV) dans l'environnement (Knight et al. 2020 ; Peter et al. 2018 ; Wagner et al. 2018). Ces composés sont libérés à différents stades du cycle de vie des pneus : durant leur fabrication, lors de leur utilisation surtout en cas de freinage ou d'accélération, et sous l'effet de la chaleur et des frottements, autant de facteurs susceptibles d'amplifier les émissions atmosphériques (Baensch-Baltruschat et al. 2021).

1.6.5. Soufre et ses dérivés

Le soufre dans les pneus usagés est un facteur majeur qui empêche leur élimination efficace. Le soufre est ajouté lors du processus de vulcanisation du caoutchouc pour améliorer la stabilité, et la résistance à la chaleur du produit, ce qui le rend plus utile à des fins industrielles. Le caoutchouc vulcanisé est composé de polymères à longues chaînes (comme le polyisoprène, le polybutadiène, et des copolymères styrène-butadiène) reliés par des liaisons soufrées et protégés par des antioxydants et des antiozonants qui préviennent leur dégradation (Dalibor et Haydary, 2012).

Dalibor et Haydary (2012) dans leur expérience ont essayé de comprendre comment le soufre se répartit dans les différents produits issus de la pyrolyse des pneus usagés. En chauffant les pneus dans un réacteur sous atmosphère inerte, les chercheurs ont analysé la manière dont la température et le temps de traitement influencent la destination du soufre (Figures 02 et 03). Les résultats ont montré que la plus grande part du soufre se retrouve soit dans le résidu solide (appelé noir de carbone), soit dans les gaz, principalement sous forme de sulfure d'hydrogène (H_2S). En revanche, la fraction liquide contient moins de soufre. Plus la température est

élevée, plus le soufre migre vers la phase gazeuse. À l'inverse, des durées de traitement plus courtes favorisent une accumulation du soufre dans les phases liquide et solide. Ces observations sont essentielles pour optimiser le procédé de pyrolyse et limiter les impacts environnementaux liés à la présence du soufre dans les produits finaux.

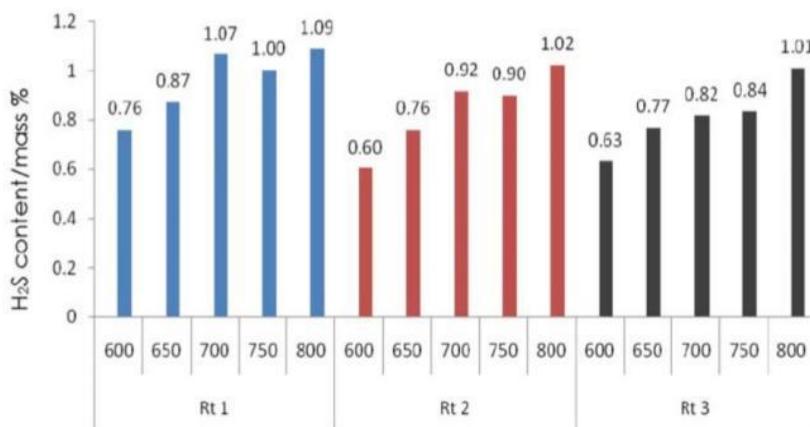


Figure 02 : Fractions massiques de H₂S dans le gaz de pyrolyse en fonction de la température et du temps de séjour (Dalibor et Haydary, 2012).

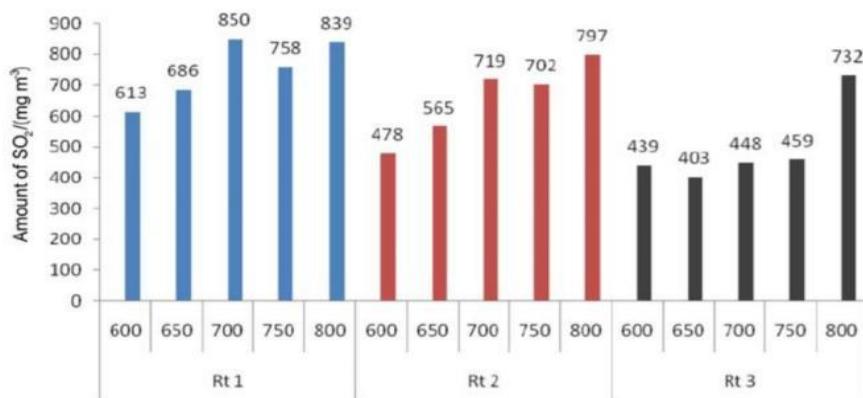


Figure 03 : Quantité de SO₂ dans le gaz d'échappement après la combustion du gaz de pyrolyse en fonction de la température et du temps de séjour (Dalibor et Haydary, 2012).

I.7. Effets des pneus sur la faune et la flore du sol

I.7.1. Toxicité pour les micro-organismes du sol

Les particules issues de l'usure des pneus (TWPs) sont de plus en plus considérées comme une menace environnementale. Composées de microplastiques et de substances dangereuses telles que les HAP, et les ETM, elles peuvent perturber les propriétés du sol, y compris son pH, et nuire aux cycles biologiques essentiels. Par exemple, une exposition progressive aux

TWPs peut réduire l'activité des enzymes liées au cycle du carbone, tandis qu'une exposition soudaine peut stimuler temporairement des enzymes impliquées dans le cycle de l'azote (Zhu et al. 2024).

I.7.2. Réduction de la fertilité et des capacités de régénération des sols

Les particules de pneus, bien qu'elles puissent offrir certains avantages dans des contextes spécifiques, comme dans les substrats de rempotage, ont généralement des effets négatifs sur la croissance des plantes et la santé du sol. En particulier, elles modifient la morphologie des plantes et réduisent leur croissance, notamment en raison de la présence des ETM. Les recherches sur les lixiviats de pneus montrent que le zinc, ainsi que d'autres ETM et composés organiques comme les phtalates, peuvent être toxiques pour les écosystèmes aquatiques, mais l'impact direct sur les sols et la végétation est encore mal compris. Les concentrations élevées de particules de pneus dans le sol ont aussi été associées à une diminution de la décomposition de la litière et à un changement dans le pH du sol, des facteurs qui nuisent à la régénération des sols. En résumé, bien que les plantes puissent limiter l'absorption de ces ETM par leurs racines, cette stratégie peut nuire à leur développement, soulignant la nécessité de mieux comprendre les interactions entre ces contaminants et la fertilité du sol (Leifheit et al. 2021).

I.7.3. L'effet sur la croissance des plantes

L'impact des particules de pneus sur la croissance des plantes est clairement visible même à faible concentration. Leifheit et al. (2021) et Faltin et al (2021) ont montré que dès l'ajout de seulement 10 mg de particules de pneus par gramme de sol, le poids des pousses commence à diminuer, avec une réduction continue au fur et à mesure que la concentration augmente, jusqu'à se stabiliser autour de 60 mg.g⁻¹. En parallèle, le poids des racines diminue légèrement, ce qui suggère que les plantes absorbent davantage de zinc lorsqu'elles sont exposées à ces particules, un métal responsable de cette réduction de croissance. De plus, la contamination par les pneus semble altérer le métabolisme des plantes en modifiant les propriétés biogéochimiques du sol, comme la disponibilité accrue des ETM, liée à l'acidification du sol. Ces changements affectent négativement la structure des racines et des tiges des plantes, ce qui limite leur développement global (Leifheit et al. 2021).

I.8. Utilisation des gastéropodes pulmonés terrestres comme indicateurs de la pollution des sols

I.8.1. Généralités sur la bio-indication

La bio-indication est un processus qui permet d'évaluer l'état de santé des écosystèmes en utilisant des organismes vivants comme indicateurs. Selon Reyjol et al. (2013), les bio-indicateurs jouent un rôle crucial en détectant et mesurant les altérations environnementales. Pour qu'une espèce soit considérée comme un bio-indicateur, elle doit répondre à plusieurs critères, comme le souligne Spellerberg (2005) : elle doit être active dans l'écosystème, sédentaire, largement répartie, facile à identifier, capable d'accumuler des contaminants, tolérante à la pollution et avoir un passé biologique connu.

I.8.2. Types de bio-indication

Les méthodes de bio-indication se divisent en deux grandes catégories :

I.8.2.1. La bio-indication active

Cette méthode consiste à éléver des organismes en laboratoire dans des conditions optimales avant de les exposer à un milieu pollué. Cela permet d'évaluer les effets des polluants de manière précise. Les avantages de cette approche incluent la possibilité de pallier l'absence d'espèces bio-indicatrices sur le site étudié et d'éviter les biais liés à une distribution hétérogène des bio-indicateurs. De plus, elle repose sur une connaissance approfondie de la biologie des organismes utilisés, facilitant ainsi l'interprétation des résultats (Asif et al. 2018).

I.8.2.2. La bio-indication passive

La bioindication passive repose sur l'observation directe des organismes dans leur habitat naturel ou sur leur prélèvement pour des analyses en laboratoire. Cette méthode peut inclure des comptages d'individus ou des mesures morphologiques. Pour être efficace, elle nécessite un choix optimal de la saison d'échantillonnage, une méthode d'échantillonnage adaptée et une distribution homogène des bio-indicateurs dans l'écosystème (Asif et al. 2018 ; Swisvlowski et al. 2021).

I.8.3. Les gastéropodes pulmonés terrestres : cas de l'espèce *Helix aspersa*

L'escargot *Helix aspersa* est un mollusque capable de s'adapter à divers habitats, des jardins aux champs. Actif principalement la nuit et par temps humide, il se nourrit de feuilles, de fruits et de matières en décomposition. Sa croissance se fait en plusieurs étapes, avec une espérance de vie d'environ 6 à 7 ans. Pour survivre aux conditions difficiles, cet escargot a

développé des stratégies comme l'hibernation et l'estivation. Morphologiquement, il se distingue par sa coquille de couleur brun doré, globuleuse et ornée de stries, qui joue un rôle crucial dans la protection.

I.8.3.1. Biologie

L'espèce *Helix aspersa*, également connue sous les noms scientifiques *Cantareus aspersus* ou *Cornu aspersum* (O.F. Müller, 1774), est un mollusque terrestre appartenant à la classe des gastéropodes pulmonés. Elle fait partie de l'ordre des Stylommatophores et de la famille des Helicidae. Communément appelée « Petit-gris », cette espèce se distingue par sa taille relativement modeste comparée à d'autres espèces du même genre. En effet, son diamètre varie entre 30 et 40 mm, et son poids adulte oscille généralement entre 6 et 15 g. Lorsqu'il est rétracté, son corps se trouve complètement à l'intérieur de sa coquille spiralée, caractéristique des gastéropodes (Figure 04). En revanche, lorsqu'il est en expansion, la coquille ne protège que la partie postérieure de sa masse viscérale (Bonnet et Vrillon, 1990).



Figure 04 : Aspect général de l'escargot *Helix aspersa*-stade adulte (Séquier-Blanc, 2014).

I.8.3.2. Morphologie

Helix aspersa est un mollusque qui, bien qu'il soit pratiquement aveugle et sourd, possède des capacités sensorielles remarquables. En effet, ses tentacules sont équipés de deux épithéliums olfactifs extrêmement sensibles (Figure 05). Grâce à ce système, l'escargot peut détecter des odeurs simplement en bougeant ses tentacules, et ce, sur une distance impressionnante de plus de 100 mètres (Ameur, 2021).



Figure 05 : Morphologie de l'escargot *Helix Aspersa*

(Source : <https://www.ikonet.com/fr/ledictionnairevisuel/regne-animal/mollusques/escargot/morphologie-de-escargot.php>)

I.8.3.3. La coquille :

Helix aspersa est un petit escargot terrestre, facilement reconnaissable à sa coquille de couleur brun doré (Figure 06). Celle-ci est globuleuse, ornée de fines rides et de bandes brunes qui sont parfois ponctuées de taches jaunes ou de stries. En moyenne, la hauteur de la coquille varie entre 25 et 35 mm, et son diamètre de 25 à 40 mm (Zaafour, 2014). La coquille est une seule pièce enroulée en une hélice conique, longue et allongée. L'ouverture de la coquille est bordée d'un péristome, tandis que sa partie supérieure forme une crête. La torsion de la coquille se fait dans le sens des aiguilles d'une montre (torsion dextre) autour d'un axe creux appelé columelle, autour duquel se fixe le muscle écarteur du pied, ou muscle columellaire. Cet axe se termine par une petite ouverture extérieure, l'ombilic, qui entoure l'étalon (Labadi et Mazouzi, 2021).



Figure 06. Morphologie de la coquille chez *Helix aspersa* (Cheriti et al. 2021)

I.8.3.4. Le corps

Le corps de l'escargot *Helix aspersa*, protégé par sa coquille, comprend une tête où se situent les organes sensoriels et les centres nerveux antérieurs. Sur sa face ventrale, on trouve la bouche, équipée d'une radula, qui lui permet de se nourrir. L'animal possède aussi un pied

locomoteur, ainsi qu'une masse viscérale dorsale qui regroupe la majorité de ses organes internes. Le cœlome, qui est la cavité corporelle, se divise en trois compartiments principaux : un associé au cœur (cardiocèle), un autre aux reins (cœlome rénal) et un dernier aux gonades (gonocèle).

Le système circulatoire de l'escargot est dit ouvert, car il déverse l'hémolymphé dans la cavité corporelle située entre les tissus conjonctifs. Le manteau, quant à lui, forme une cavité annulaire qui communique avec l'extérieur. C'est dans cette cavité que se trouvent les ouvertures des systèmes digestif, excréteur et reproducteur, ainsi que le poumon de l'animal (Belhiouani, 2019).

I.8.4. Le rôle des escargots dans l'évaluation de la qualité de l'environnement

Les escargots terrestres sont devenus des indicateurs écologiques importants pour évaluer l'impact des activités humaines sur l'environnement. Leur petite taille et leur mobilité limitée en font des modèles idéaux pour mesurer le stress environnemental. L'exposition aux pesticides par exemple, peut perturber profondément le fonctionnement biologique des escargots, en affectant notamment leur métabolisme. Ces effets dépendent de plusieurs facteurs, tels que la sensibilité propre à chaque espèce (Lushchak et al. 2018), le mode d'action chimique des substances (Staley et al. 2015), ainsi que la durée d'exposition (Damalas et Eleftherohorinos, 2011). Par exemple, des études ont montré que le diméthoate « un insecticide organophosphoré » peut freiner la croissance des escargots, en raison de son accumulation dans l'organisme et de son effet inhibiteur sur l'enzyme acétylcholinestérase (AChE), essentielle aux fonctions nerveuses et métaboliques (Cœur d'assier et al. 2002). Il a aussi été observé que les escargots réagissent plus fortement aux pesticides présents dans le sol qu'à ceux ingérés via leur alimentation.

De plus, l'exposition chronique aux ETM, peut entraîner chez les escargots une réponse physiologique complexe, souvent marquée par un stress oxydatif. Ce dernier résulte d'un déséquilibre entre la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) et les capacités de défense antioxydante de l'organisme, pouvant conduire à des dommages cellulaires affectant les lipides, les protéines et l'ADN (Regoli et al. 2011; Livingstone, 2001). Ainsi, chez les gastéropodes terrestres, comme *Cantareus aspersus*, les ETM tels que le cadmium (Cd), le cuivre (Cu) ou le mercure (Hg) sont susceptibles d'altérer l'activité enzymatique des systèmes de défense (supéroxyde dismutase, catalase, glutathion peroxydase), provoquant ainsi une surcharge métabolique (Stürzenbaum et al. 2004 ; Radwan et al. 2010). Le stress oxydatif se manifeste souvent parallèlement à l'accumulation des ETM dans la glande digestive, principal

site de métabolisme et de détoxicification, via des protéines de type métallothionéines et des granules cytoplasmiques (Viarengo et al. 1999; Gaetke et Chow, 2003).

Les escargots exposés à des milieux contaminés peuvent également présenter des altérations histologiques et une augmentation des biomarqueurs de peroxydation lipidique, témoignant de dommages oxydatifs importants (Banni et al. 2009). Ces effets sont particulièrement marqués dans des environnements à forte charge métallique ou lors d'expositions prolongées. Enfin, certains auteurs soulignent que les réponses antioxydantes varient selon les espèces, les tissus analysés, et la nature du métal, ce qui confère à l'escargot un intérêt croissant comme bioindicateur du stress environnemental (Conti et Cecchetti, 2003 ; Nica et al. 2017; Firas Boroudi et al. 2022).

Par ailleurs, des réponses physiologiques et comportementales sont utilisées comme des indicateurs intégrés de l'état général d'un organisme, en se basant sur divers paramètres fonctionnels. Elles sont essentielles, en complément des analyses chimiques, pour évaluer les risques environnementaux. Ces réponses permettent de refléter la qualité de l'environnement et sont particulièrement adaptées à l'évaluation des effets de substances étrangères (xénobiotiques) à des concentrations non létale (Nicholson et al. 2003). Ces biomarqueurs, en lien direct avec l'écologie, peuvent être associés à la reproduction et à la survie des individus (Crowe et al. 2004). La figure 07 illustre les différents types de réponses physiologiques et comportementales observées chez les mollusques terrestres exposés à des polluants courants.

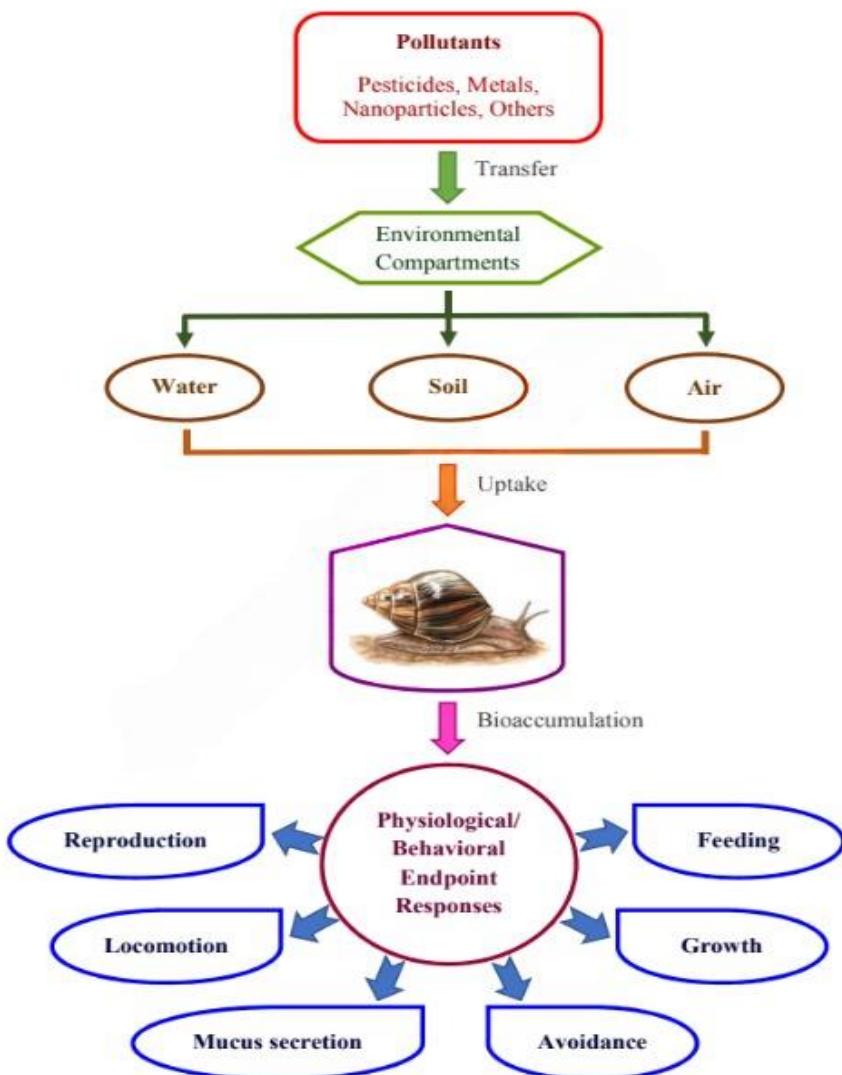


Figure 07 : Représentation schématique des différentes réponses physiologiques et comportementales des mollusques terrestres aux polluants courants (Smith et al. 2020).

Chapitre II :

Matériel et Méthodes

II.1. Choix de l'espèce modèle pour les tests

Étant donné l'impossibilité de prendre en compte l'ensemble des espèces vivantes lors de la surveillance de la qualité des matrices environnementales telles que le sol, l'eau ou les sédiments, le choix des espèces bioindicatrices repose sur un équilibre entre la représentativité écologique et la faisabilité expérimentale. Ainsi, *Helix aspersa* a été retenue comme espèce modèle dans le cadre de cette étude. Ce choix est largement soutenu par la littérature scientifique, qui souligne son important potentiel de bioaccumulation des polluants (Gomot-De Vaufleury et al. 1989 ; Dallinger, 1993 ; Gomot-De Vaufleury, 2000 ; Scheifler et al. 2002 ; Regoli et al. 2006 ; Fritsch et al. 2011 ; Gomot-De Vaufleury, 2015 ; Louzon et al. 2020 ; Belhiouani, 2019 ; Cheriti, 2022 ; Sahraoui et al. 2021). Outre cet atout, *H. aspersa* présente de nombreux avantages pratiques : elle est facile à identifier, largement répandue dans le Nord-Est algérien (Belhiouani et al. 2019), et montre une grande capacité d'adaptation aux diverses conditions environnementales. On la retrouve aussi bien dans les milieux perturbés par l'activité humaine que dans les habitats naturels tels que les forêts, les zones rocheuses, les haies ou encore les terrains agricoles (Cheriti et al. 2021).

II.2. Test d'écotoxicité sub-chronique de la poudre des pneus sur *Helix aspersa*

Dans le cadre de cette étude, un test d'écotoxicité sub-chronique de type statique a été mené sur des individus juvéniles du gastéropode pulmoné terrestre *H. aspersa*, dans le but d'évaluer l'impact de la contamination du sol par la poudre de pneus usagés sur leur survie et leur croissance. L'expérimentation, d'une durée de 28 jours, a été réalisée en conditions contrôlées. Le sol utilisé, prélevé dans la forêt de Chettaba « une zone considérée comme non perturbée » a été contaminé de manière contrôlée avant d'être utilisé pour les tests.

II.2.1. Principe du test et plan expérimental

Afin d'assurer une cohérence physiologique entre les individus et une bonne acclimatation aux conditions expérimentales, 70 escargots issus du premier cycle d'élevage (1^{ère} génération) en conditions contrôlées ont été sélectionnés. Leur poids moyen était de 1,05 g, avec une hauteur moyen de 1,36 cm et un diamètre de coquille de 9 mm. Pour simuler une pollution environnementale, des résidus de pneus usagés ont été récupérés sous forme de granulés auprès d'un centre spécialisé dans le recyclage. Ces granulés ont été broyés à l'aide d'un mixeur électrique domestique jusqu'à obtenir une poudre fine, puis tamisés à l'aide d'un tamis de 1 mm de maille afin d'uniformiser la taille des particules. Les pneus broyés et

tamisés ont été mélangés à un sol séché à l'air libre et tamisé à 4 mm. Six concentrations de la poudre de pneus ont été testées : 0.005, 0.01, 0.05, 0.1, 0.2 et 0.5 g/g correspondant aux pourcentages suivants : 0.5, 1, 5, 10, 20 et 50 % de poudre de pneus dans le sol. Chaque mélange (sol-poudre de pneus) a été soigneusement homogénéisé, puis réparti dans des boîtes en plastiques contenant les escargots. Ces derniers ont été répartis aléatoirement en sept groupes de cinq individus par boîte : six groupes correspondant aux différentes concentrations testées et un groupe témoin sans ajout de poudre de pneus. Ce plan expérimental va nous permettre d'évaluer de manière rigoureuse et reproductible les effets biologiques de différentes concentrations de résidus de pneus sur les escargots exposés. La figure 08 illustre le plan expérimental adopté lors de la réalisation de ce test.



Figure 08 : Plan expérimental du test d'écotoxicité sub-chronique sur *Helix aspersa*

II.2.2. Les conditions de déroulement du test d'écotoxicité

L'expérience a été réalisée dans des boîtes en plastique contenant un mélange de 100 g de substrat, composé de sol et de poudre de pneus, préparé selon des concentrations spécifiques décrites ci-dessus. Le mélange a été humidifié à une capacité de rétention en eau comprise entre 50 et 60 %, puis maintenu dans des conditions contrôlées de température (24 à 25°C), et de lumière (photopériode 18h/6h). Le test effectué est de type statique, ainsi le mélange sol-poudre de pneus est maintenu tout au long de l'expérience. Cinq escargots ont été répartis dans chaque boîte, avec deux répétitions pour chaque concentration testée. Un régime alimentaire équilibré et varié, composé de laitue fraîche et de carottes, a été fourni ad libitum pour éviter tout stress nutritionnel non lié à la contamination du substrat par la poudre de pneus. Les figures 09 et 10 illustrent les conditions de déroulement du test.



Figure 09 : Schéma illustrant les conditions de déroulement du test.



Figure 10 : photos illustrant le déroulement du test d'écotoxicité sub-chronique de la poudre des pneus sur *Helix aspersa*.

II.2.3. Suivi paramètres biométriques chez *Helix aspersa*

Au cours des 28 jours d'exposition, plusieurs indicateurs biométriques ont été suivis chaque semaine chez les escargots mis en test : à J7, J14, J21 et J28. Les paramètres pris en compte sont : le poids frais, la hauteur et le diamètre de la coquille. Les mesures ont été effectuées à l'aide d'un pied à coulisse digitale pour le diamètre et la hauteur de la coquille, et une balance de précision pour le poids frais. Il est à noter que seuls les résultats à J28 ont été pris en considération dans le cadre de cette étude.

II.2.4. Suivi des indicateurs du stress oxydant chez *Helix aspersa*

II.2.4.1. Préparation des individus

A l'issu du test et après la prise des mesures biométriques, les individus de *H. aspersa* provenant des différents traitements (T, 0,5, 1, 5, 10, 20 et 50 % de la poudre de pneus dans le sol) ont été mis à un jeûn pendant 24 heures, puis sacrifiés par congélation pendant 48h. La période de jeûne vise à purger le tractus digestif de toute nourriture non absorbée et des fèces. Pour la dissection, les escargots ont été décongelés et manipulés à l'aide d'un kit de dissection stérile. Le corps mou de *H. aspersa* a été délicatement séparé de la coquille à l'aide d'une pince fine. Ensuite, l'hépatopancréas a été soigneusement dissocié de la masse viscérale à l'aide d'un bistouri. La figure 11 illustre le processus de dissection et extraction des hépatopancréas.



Figure 11 : étapes de dissection des *Helix aspersa* pour extraire l'hépatopancréas

(Photos prises le 02/06/2025)

II.2.4.2. Détermination des paramètres indicateurs du stress oxydant chez *Helix aspersa*

Afin d'obtenir des quantités suffisantes du matériel biologique pour le dosage des marqueurs du stress oxydant (glutathion réductase-GSH, et malondialdéhyde-MDA) dans les hépatopancréas des *H. aspersa* exposés aux différentes concentrations de la poudre des pneus, un échantillon composite a été constitué en regroupant les hépatopancréas de 2 à 3 individus ; la prise d'essai étant de 0.5g.

Pour la préparation des homogénats, les hépatopancréas collectés ont été broyés par sonication dans un tampon phosphate (PBS) à pH 7,5.

Une fraction de l'homogénat a été mélangée avec de l'acide trichloroacétique (TCA) à 10 % (m/v) pour déprotéiniser les échantillons, puis centrifugée à 10000 tr/min pendant 10 minutes à 4°C en utilisant une centrifugation de type SIGMA 2-16KL. Le surnageant obtenu a été utilisé pour le dosage du glutathion réduit (GSH).

Le reste de l'homogénat a été centrifugé directement (sans ajout de TCA) à 10000 tr/min pendant 10 minutes à 4°C. Le surnageant de cette centrifugation a servi au dosage du malondialdéhyde (MDA).

Un bref apperçu sur les principes des méthodes utilisées dans le cadre de cette étude pour la quantification de ces deux paramètres sont décrits dans les sections suivantes.

II.2.4.2.1. Dosage du glutathion réductase (GSH)

Les taux de glutathion réduit (GSH) dans les échantillons d'hépatopancréas de *H. aspersa* ont été quantifiés par une méthode spectrophotométrique adaptée d'Ellman (1959). Le principe de ce dosage repose sur la réaction du groupement thiol du GSH avec l'acide 5,5'-dithiobis-(2-nitrobenzoïque) (DTNB). Cette réaction conduit à la scission de la molécule de DTNB et à la libération du 5-thio-2-nitrobenzoate (TNB) ; un chromophore jaune. L'absorbance du TNB, qui présente un maximum à 412 nm à pH 8-9, est mesurée par spectrophotométrie.

II.2.4.2.2. Dosage du malondialdéhyde (MDA)

Les taux de malondialdéhyde (MDA) ont été déterminés dans les échantillons d'hépatopancréas selon la méthode colorimétrique décrite par Ohkawa et al. (1979). Ce dosage repose sur la formation d'un adduit chromogène de couleur rose résultant de la réaction entre une molécule de MDA et deux molécules d'acide thiobarbiturique (TBA), dans un milieu acide et à une température élevée (100°C). Le complexe MDA-TBA ainsi formé présente une absorbance maximale à 532 nm, permettant sa quantification par spectrophotométrie.

La figure 12 illustre quelques étapes de la mesure des marqueurs (GSH, MDA) indicateurs de stress oxydant chez *H. aspersa*.



Figure 12 : étapes de détermination des indicateurs du stress oxydant chez *Helix aspersa*

(Photos prises le 02/06/2025)

II.3. Traitement statistique des données

Dans un premier temps, les indicateurs statistiques des paramètres biométriques relatifs à la croissance de *H. aspersa* en poids, en hauteur et diamètre de la coquille ont été calculés dans le but d'avoir une vue d'ensemble sur l'évolution de la croissance chez cette espèce en fonction des apports en poudre de pneus dans le sol.

Dans un deuxième temps, nous avons procédé à une analyse de la variance à un facteur pour faire ressortir l'effet concentration pour chaque paramètre étudié (poids, diamètre et hauteur de la coquille, GSH, MDA), suivie du test post hoc de Tukey pour faire apparaître les groupes homogènes.

Il est à noter, que les résultats obtenus ont également été illustrés par des représentations graphiques permettant de mieux visualiser les mesures effectuées et donc de les commenter aisément.

Les traitements statistiques ont été effectués en utilisant le logiciel Statistica Version 7.0.

Chapitre III :

Résultats et discussion

III.1. Évaluation de l'écotoxicité de la poudre des pneus sur le développement de *Helix aspersa*

Notre expérimentation a porté sur l'évaluation en conditions contrôlées, de l'impact de diverses concentrations de la poudre de pneus contenu dans le sol sur les paramètres de développement biométriques de l'espèce *Helix aspersa*. Les concentrations sont exprimées en %, incluant un groupe témoin (T) sans poudre de pneus, ainsi que des apports dans le sol de l'ordre de : 0,5, 1, 5, 10, 20 et 50 %. Les paramètres mesurés sont le poids, le diamètre et la hauteur de la coquille.

Les variations des poids, des diamètres et hauteurs des coquilles des juvéniles de *H. aspersa*, en fonction des concentrations de la poudre des pneus contenu dans le sol après 28 jours d'exposition, sont récapitulées dans le tableau 01, et illustrées par les figures 13,14, 15.

Tableau 01 : Données statistiques (moy±ET) des paramètres de développement (poids, hauteur et diamètre de la coquille) de *Helix aspersa* après 28 j d'exposition.

Poudre de pneus (%)	T	0.5	1	5	10	20	50
Poids (g)							
Moyenne	1.68	2.44	1.56	1.32	1.32	1.17	1.17
Ecotype	0.38	1.10	0.47	0.41	0.15	0.10	0.08
Diamètre de la coquille (mm)							
Moyenne	12.93	13.85	12.28	11.55	11.44	11.32	11.20
Ecotype	0.87	2.38	1.65	0.94	0.43	0.57	0.32
Hauteur de la coquille (mm)							
Moyenne	16.51	18.76	16.56	15.72	15.71	15.61	15.55
Ecotype	1.19	3.34	2.07	1.06	0.47	0.43	0.56

III.1.1. Evolution de la croissance en poids

L'examen du tableau 01 et de la figure 13 montre que la croissance en poids chez *H. aspersa* après 28 jours d'exposition à différentes concentrations de la poudre des pneus contenues dans le sol varie considérablement d'une concentration à l'autre. Le poids le plus élevé (2.44 g) est enregistré chez les individus exposés à des sols contenant 0.5% de poudre de pneus,

alors que le plus faible (1.17 g) est celui des individus exposés aux sols contenant 20 et 50 % de poudre de pneus. D'ailleurs l'analyse de la variance à un facteur a révélé un effet concentration hautement significatif pour ($p < 0.001$). Le test post-hoc de Tukey a fait ressortir trois groupes homogènes a, ab, et b ($p < 0.05$) ; le groupe (a) correspond aux individus exposés à 0.5 % de poudre de pneus dans le sol. Le groupe (ab) est formé par les témoins et les individus exposés à 1 % de poudre de pneus, alors que le groupe b est formé par les individus exposés à 5, 10, 20 et 50 % de poudre de pneus dans le sol (figure 13).

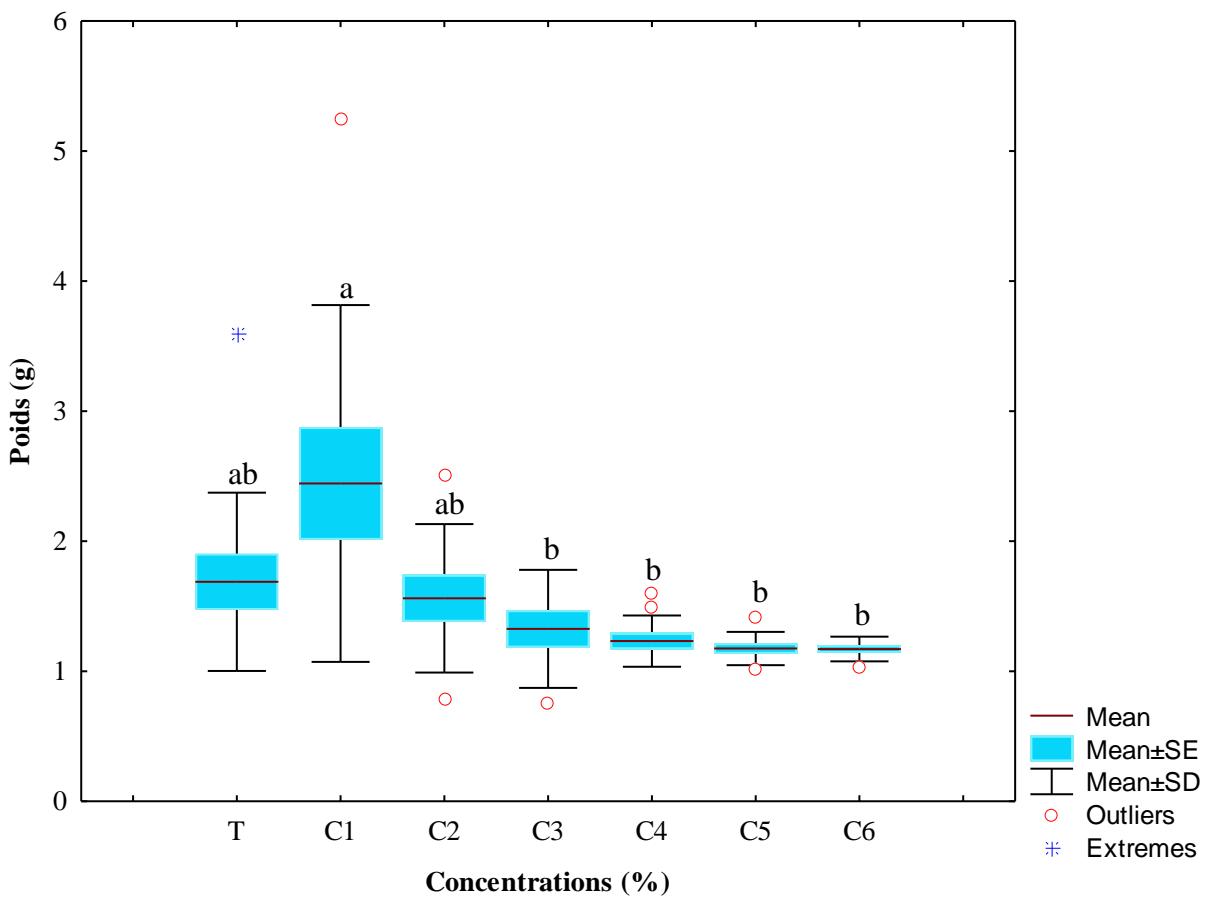


Figure 13 : Evolution de la croissance en poids (g) chez *Helix aspersa* en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol après 28j d'exposition
(a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, $p < 0.05$)

III.1.2. Evolution de la croissance en diamètre de la coquille

Les résultats relatifs à l'évolution de la croissance en diamètre des coquilles de *H. aspersa* exposés aux différentes concentrations de la poudre des pneus sont illustrés par le tableau 01 et la figure 14. De même que pour le poids, l'examen de ces derniers montre que l'évolution

de la croissance en diamètre des coquilles est également affectée de manière significative par le changement de la concentration de la poudre de pneus dans le sol. En effet, excepté pour la concentration de 0,5 %, nous observons une diminution de ce paramètre au fur et à mesure que l'apport de la poudre de pneus dans le sol augmente. La plus forte croissance en diamètre de la coquille (13,85 mm) est enregistrée chez les individus exposés à un sol contenant 0,5 % de poudre de pneus, alors que la plus faible (11,20 mm) est celle des individus exposés à un sol contenant 50 % de poudre de pneus. Cette variation est confirmée par l'analyse de la variance à un facteur qui a révélé un effet concentration très significatif pour ($p < 0,01$). Pour le test post-hoc de Tukey nous avons obtenu la même répartition que pour la croissance en poids pour ($p < 0,05$). Le groupe (a) regroupe les individus exposés à une concentration de 0,5 %, le groupe (ab) comprend à la fois les témoins et les individus exposés à 1 % de poudre de pneus. Enfin, le groupe (b) est celui des individus soumis à des concentrations plus élevées (5, 10, 20 et 50 %) de poudre de pneus.

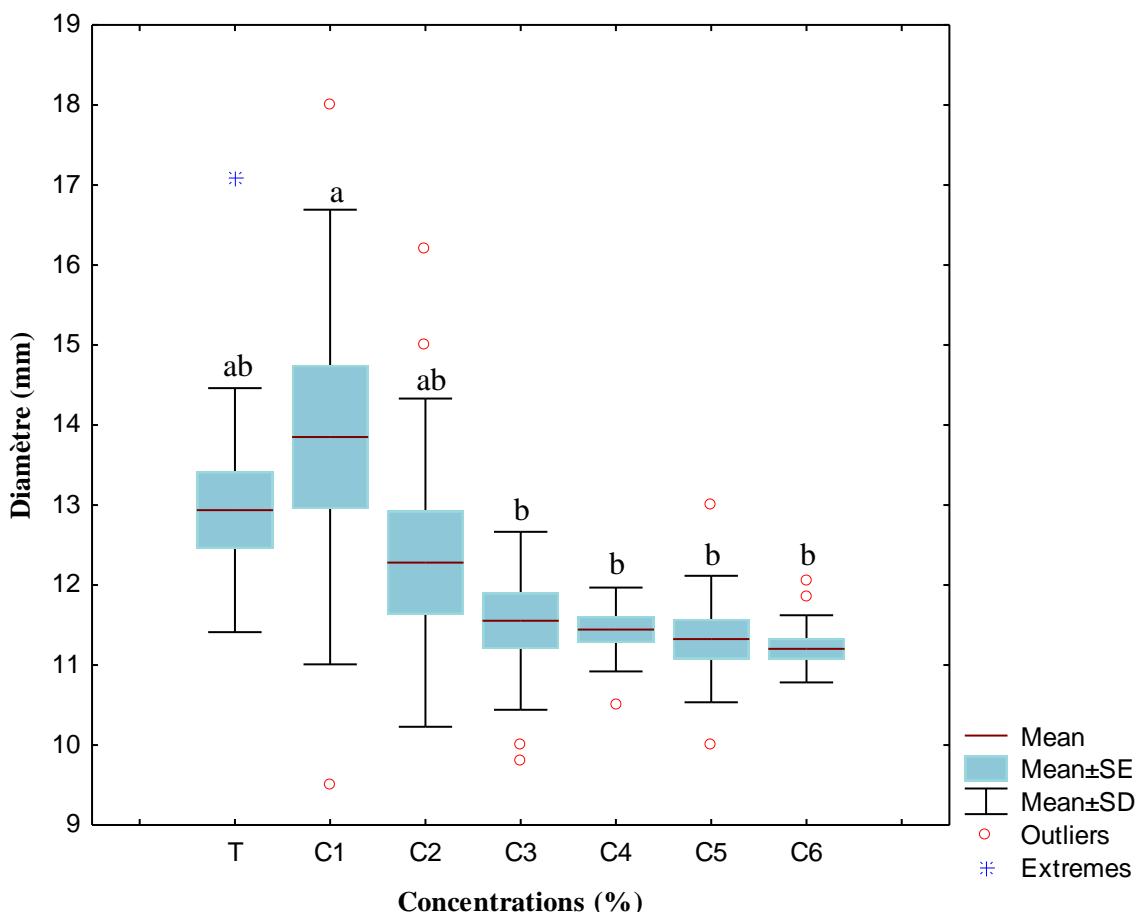


Figure 14 : Evolution de la croissance en diamètre de la coquille (mm) chez *Helix aspersa* en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol après 28j d'exposition

(a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, $p < 0,05$)

III.1.3. Evolution de la croissance en hauteur de la coquille

Les résultats concernant l'évolution de la croissance en hauteur de la coquille chez *H. aspersa* exposé à différentes concentrations de la poudre des pneus sont présentés dans le tableau 01 et la figure 15. Tout comme pour le poids et le diamètre, l'analyse des données révèle que la croissance en hauteur de la coquille est significativement influencée par la concentration de la poudre de pneus dans le sol. À l'exception de la concentration de 0,5 %, nous observons une réduction progressive de ce paramètre avec l'augmentation de la teneur en poudre des pneus. La hauteur de coquille la plus élevée (18,76 mm) est mesurée chez les escargots exposés à 0,5 %, tandis que la plus faible (15,55 mm) est enregistrée chez ceux exposés à 50 %. Cette différence est confirmée par l'anova à un facteur, montrant un effet très significatif de la concentration pour ($p < 0,01$). Le test post-hoc de Tukey ($p < 0,05$) a permis d'identifier la même répartition que pour les deux paramètres précédent. Ainsi, le groupe (a) correspond aux individus exposés à 0,5 %, le groupe (ab) inclut les témoins et ceux exposés à 1 %, tandis que le groupe (b) rassemble les escargots soumis aux concentrations les plus fortes (5, 10, 20 et 50 %).

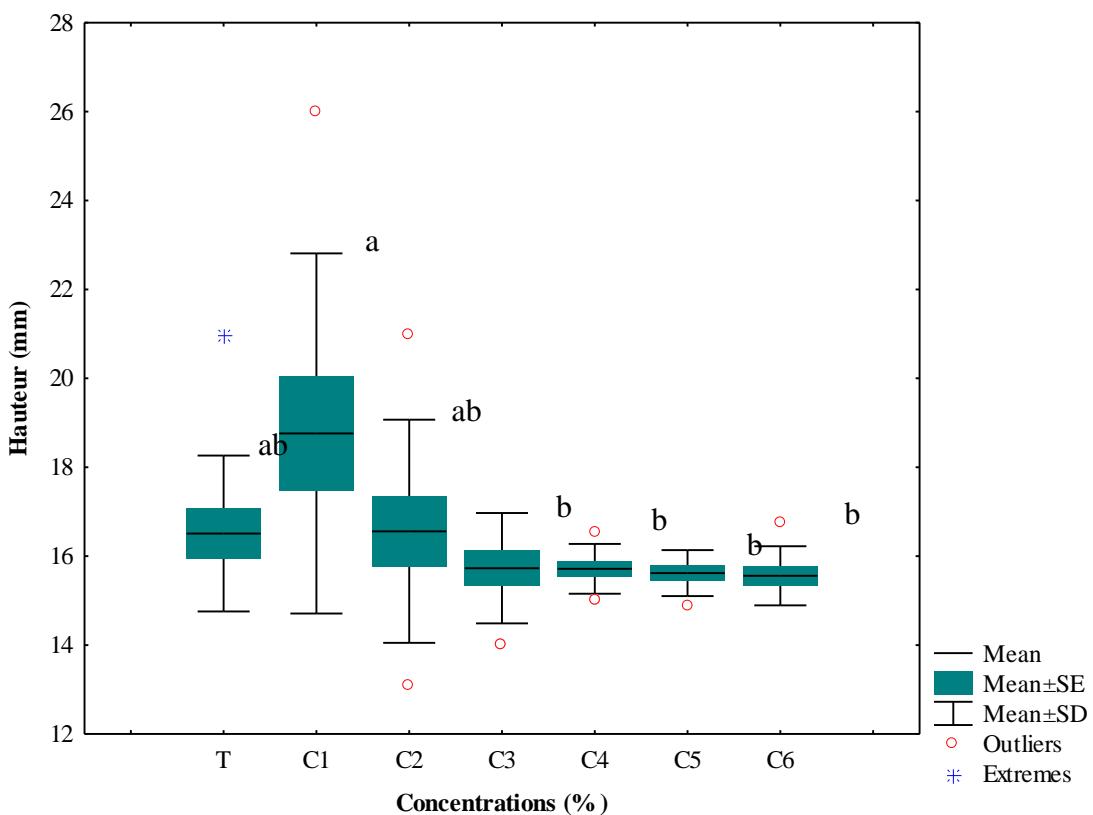


Figure 15 : Evolution de la croissance en hauteur de la coquille (mm) chez *Helix aspersa* en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol après 28j d'exposition

(a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, $p < 0,05$)

III.2. Évaluation du stress oxydant chez *Helix aspersa*

Les résultats des paramètres indicateurs du stress oxydant chez *H. aspersa* mis en contact avec des sols contenant différentes concentrations de la poudre des pneus, après 28 jours d'exposition sont récapitulés dans le tableau 02, et illustrés par les figures 16,17.

Tableau 02 : Données statistiques (moy±ET) des paramètres indicateurs du stress oxydant (GSH, MDA) dans les hépatopancréas de *Helix aspersa* après 28 j d'exposition.

Poudre de pneus (%)	T	0.5	1	5	10	20	50
GSH (µM/mg)							
Moyenne	$4,1.10^{-5}$	$5,47.10^{-5}$	$5,1410^{-5}$	$3,53.10^{-5}$	$3,42.10^{-5}$	$2,99.10^{-5}$	$2,98.10^{-5}$
Ecartype	$3,21.10^{-6}$	$2,24.10^{-6}$	$4,69.10^{-6}$	$0,74.10^{-6}$	$0,32.10^{-6}$	$0,34.10^{-6}$	$0,12.10^{-6}$
MDA (µM/mg)							
Moyenne	$4,77.10^{-3}$	$4,36.10^{-3}$	$5,04.10^{-3}$	$6,02.10^{-3}$	$10,3.10^{-3}$	$10,8.10^{-3}$	$11,5.10^{-3}$
Ecartype	$3,49.10^{-3}$	$1,31.10^{-3}$	$1,95.10^{-3}$	$3,60.10^{-3}$	$1,80.10^{-3}$	$2,99.10^{-3}$	$1,93.10^{-3}$

III.2.1. La glutathion réductase (GSH)

L'examen du tableau 02 et de la figure 16 révèle que le taux de glutathion réduit (GSH) dans les hépatopancréas des *H. aspersa* à la fin du test a été significativement affecté par les concentrations de la poudre des pneus dans le sol. Les niveaux les plus élevés de GSH ont été enregistrés chez les individus exposés aux concentrations les plus faibles (0.5 et 1 %), atteignant respectivement $5,47 \times 10^{-5}$ et $5,14 \times 10^{-5}$ µmol/mg de tissu. Ces résultats soutiennent l'hypothèse de l'existence d'un phénomène d'hormèse, caractérisé par une réponse bénéfique à de faibles niveaux de toxiques dans le milieu.

Toutefois, il à noter que les taux de GSH sont inversement proportionnels à l'augmentation de la concentration de la poudre des pneus dans le sol. Ainsi, les escargots exposés à des sols contenant 5 et 10 % de la matrice polluante, présentaient des concentrations moyennes en GSH de l'ordre de $3,53 \times 10^{-5}$ et $3,42 \times 10^{-5}$ µmol/mg, respectivement. Chez les individus exposés aux concentrations les plus élevées (20 et 50%), les taux de GSH sont encore plus bas ($2,99 \times 10^{-5}$ et $2,98 \times 10^{-5}$ µmol/mg, respectivement). Cette variation des teneurs en GSH en fonction des concentrations de la poudre de pneus dans le sol est confirmée par l'anova à un

facteur qui a révélé un effet hautement significatif pour ($P < 0.001$). Le test post-hoc de Tukey a fait ressortir 4 groupes homogènes pour ($p < 0.05$); le groupe "a" correspond aux concentrations C1 et C2 avec les niveaux les plus élevés de GSH. Le groupe "b" est formé par les témoins, le groupe "c" regroupent les concentrations C3 et C4, et enfin le groupe "d" pour les individus exposés aux concentrations les plus élevées de la poudre de pneus (20 et 50 %).

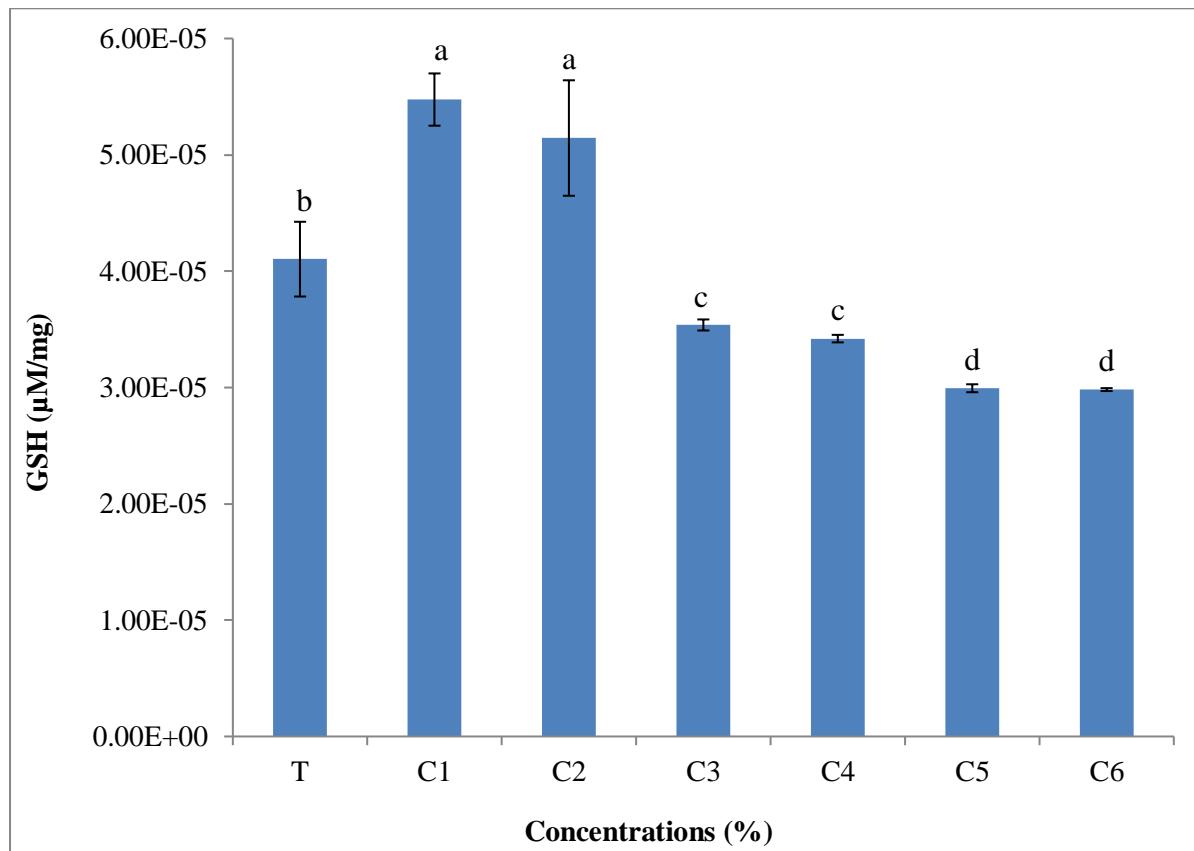


Figure 16 : Variation des taux du GSH (µM/mg de tissus) dans les hépatopancréas des *Helix aspersa* en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol
(a, b, c, d : groupes homogènes-Test de Tukey, $p < 0.05$).

III.2.2. Le malonodialdéhyde (MDA)

L'examen du tableau 02 et de la figure 17 révèle que les niveaux de MDA dans les tissus de l'hépatopancréas des *H. aspersa* varient de manière significative en fonction des concentrations de la poudre de pneus dans le sol, reflétant ainsi un de stress oxydatif. Les valeurs les plus faibles ($4,36 \times 10^{-3}$ µmol/mg) ont été enregistrées chez le groupe d'individus exposés aux sols contenant 0.5% de poudre de pneus, tandis que les valeurs les plus élevées ($11,5 \times 10^{-3}$ µmol/mg) ont été relevées au sein du groupe C6 exposé aux concentrations les plus élevées (50 %). Cette variation des taux de MDA en fonction de la concentration de la

matrice polluante dans le sol est confirmée par l'analyse de la variance à un facteur; l'effet est très significatif pour ($p < 0.01$). Le test post-hoc de Tukey a fait ressortir 3 groupes homogènes pour ($p < 0.05$); le groupe "a" est formé par les témoins et les individus exposés aux sols contenant 0.5 et 1 % de poudre de pneus. Le groupe "b" est celui des individus exposés aux concentrations les plus élevées (20 et 50%), alors que le groupe intermédiaire "ab" est celui des individus exposés à 5 % et 10 % de poudre de pneus.

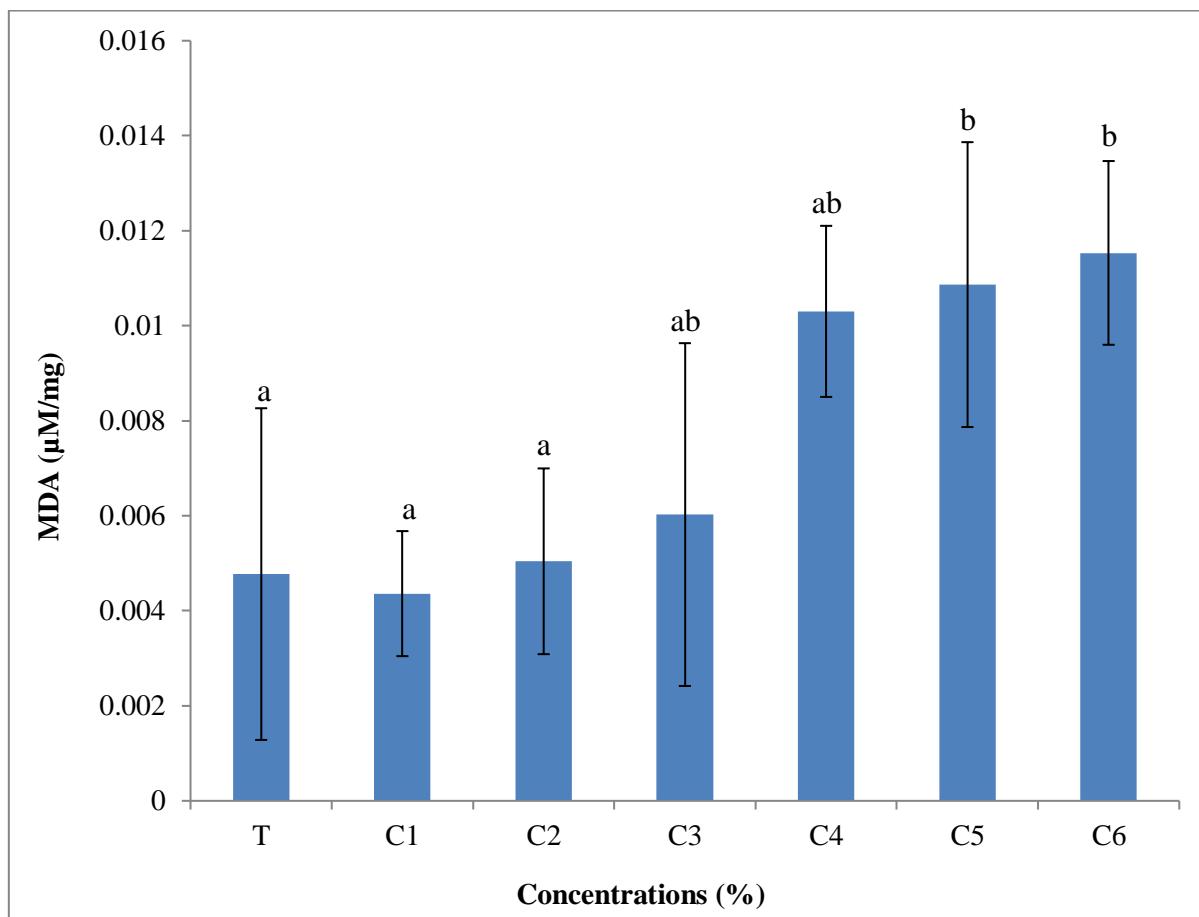


Figure 17 : Variation des taux en MDA ($\mu\text{M}/\text{mg}$ de tissus) dans les hépatopancréas des *Helix aspersa* en fonction des concentrations de la poudre des pneus (%) dans le sol.

(a, ab, b : groupes homogènes-Test de Tukey, $p < 0.05$).

Discussion

Les particules issues de l'usure des pneus (TWPs) sont de plus en plus considérées comme une menace pour l'environnement. Composées de microplastiques et de substances dangereuses telles que les HAP, et les ETM (Wagner et al. 2018), elles peuvent perturber les propriétés du sol, et nuire aux cycles de vie des organismes vivants. Les effets de ces derniers dépendent de plusieurs facteurs, tels que la sensibilité propre à chaque espèce, le mode d'action chimique des substances, la durée d'exposition, etc.

Dans le cadre de cette étude, l'exposition des individus juvéniles de *H. aspersa* à des sols contenant des quantités croissantes de la poudre de pneus a entraîné des perturbations considérables de leur biomasse, ainsi que du diamètre et de la hauteur de leurs coquilles. Dans un premier temps, il apparaît qu'une faible concentration de la poudre des pneus (0,5 g/g) a exercé un effet stimulant sur le développement de *H. aspersa*, se manifestant par une augmentation significative du poids, du diamètre et de la hauteur de la coquille comparativement au groupe témoin. L'augmentation marquée de ces indicateurs de croissance pourrait s'expliquer par un phénomène bien connu: l'hormèse. Ce mécanisme adaptatif, largement documenté dans la littérature (Calabrese & Baldwin, 2003), correspond à une réponse bénéfique de l'organisme lorsqu'il est exposé à de faibles doses d'un agent potentiellement毒ique. Des effets comparables ont été observés chez d'autres invertébrés terrestres soumis à de faibles concentrations d'ETM ou de polluants organiques (Gao et al. 2017. Spurgeon et al. 1994). Il est plausible que certaines fractions organiques contenues dans la poudre de pneus, comme les acides humiques ou certains additifs, puissent momentanément améliorer la disponibilité en nutriments ou activer des voies métaboliques favorisant la croissance (Picher et al. 2022).

À l'inverse, des concentrations plus élevées (à partir de 5 %) semblent induire un effet inhibiteur sur ces paramètres de croissance, entraînant une diminution progressive du poids et des dimensions de la coquille. Ces résultats rejoignent les conclusions précédemment établies par Cheriti (2022). En effet, cet auteur lors d'une exposition de cette espèce à des concentrations croissantes de chrome, de cuivre, et de zinc a noté une altération de la croissance, se manifestant par une diminution de la biomasse ainsi qu'une réduction du diamètre et la hauteur des coquilles. Cet auteur a conclu que ces effets sont dose-dépendants; ainsi plus la concentration de l'élément dans le sol augmente, plus l'impact sur l'organisme est marqué. De même, Sahraoui et al. (2022) et Belhiouani (2019) en exposant cette même espèce à des sols contenant des concentrations croissantes de Cd et de Pb en conditions

contrôlées, ont conclu que la présence de ces éléments dans le sol affectent les paramètres de croissance de *H. aspersa*. Ces auteurs ont rapporté que l'inhibition de la croissance de cette espèce dépend de la concentration du toxique dans le sol. Ils ont également conclu que cette inhibition est plus prononcée pour le poids que pour le diamètre de la coquille. De plus, Saharoui et al. (2022) ont conclu que les caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, matière organique, capacité d'échange cathionique, etc.) pourrait accentuer ces perturbations. Chez les escargots terrestres, l'accumulation d'EM dans les coquilles et les tissus mous est souvent associée à un ralentissement de la croissance ainsi qu'à des anomalies morphologiques (Dallinger et al. 2001 ; Gomot-de Vaufleury, 2000). Par ailleurs, de nombreuses études ont démontré que les composants des pneus, tels que le zinc, le plomb, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ainsi que divers additifs organiques, perturbent les processus de croissance et de reproduction chez les invertébrés (Wik and Dave, 2009 ; Rhodes et al. 2012). Nos résultats concordent également avec les observations de Rhodes et al. (2012), qui ont constaté une réduction significative de la croissance chez les vers de terre (*Eisenia fetida*) exposés à des sols contaminés par la poudre de pneus. De façon similaire, Picher et al. (2022) ont relevé des perturbations du métabolisme énergétique chez les collemboles évoluant dans des sols traités avec ces particules.

Par ailleurs, l'exposition chronique des escargots aux mixtures de polluants, peut entraîner une réponse physiologique complexe, souvent marquée par un stress oxydatif. Ce dernier résulte d'un déséquilibre entre la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) et les capacités de défense antioxydante de l'organisme, pouvant conduire à des dommages cellulaires affectant les lipides, les protéines et l'ADN (Regoli et al. 2011 ; Livingstone, 2001). Ainsi, chez les gastéropodes terrestres, comme *Cornu aspersum*, les ETM par exemple tels que le cadmium, le cuivre ou le mercure sont susceptibles d'altérer l'activité enzymatique des systèmes de défense (supéroxyde dismutase, catalase, glutathion peroxydase), provoquant ainsi une surcharge métabolique (Stürzenbaum et al. 2004 ; Radwan et al. 2010).

Le glutathion réduit (GSH) est reconnu comme un antioxydant cellulaire majeur, jouant un rôle essentiel dans le maintien de l'équilibre rédox, la détoxicification cellulaire et la neutralisation des espèces réactives de l'oxygène (ERO) (Dickinson and Forman, 2002). Les résultats obtenus dans cette étude révèlent une variation significative des taux de GSH dans l'hépatopancréas de *H. aspersa* après 28 jours d'exposition à différentes concentrations de la poudre de pneus dans le sol. Une augmentation significative du GSH a été notée aux faibles concentrations (C1 : 0,5 % et C2 : 1 %), suivie d'une baisse marquée à partir de C3 (5 %)

jusqu'à C6 (50 %). Cette tendance pourrait traduire une réponse adaptative initiale au stress oxydatif, suivie d'un épuisement des réserves de GSH sous l'effet toxique cumulatif des contaminants libérés par la poudre de pneus. Cette baisse du GSH à forte concentration de la poudre de pneus et donc d'éléments toxiques dans le milieu, s'accorde avec plusieurs travaux antérieurs montrant que l'exposition chronique aux polluants induit une déplétion en GSH. Gopalakrishnan et al. (2013) ont rapporté que la diminution du GSH peut résulter d'une activation excessive de la glutathion peroxydase (GPx). Ces mécanismes expliqueraient l'épuisement observé dans les groupes C3 à C6. Des études menées sur *H. aspersa* dans des environnements pollués ont également confirmé une réduction du GSH en lien avec le degré de contamination du milieu (Barillet, 2007 ; Abdel-Halim et al. 2013 ; Atailia et al. 2015 ; Abdel-Halim et al. 2021 ; Rahmouni et Bramki, 2024).

Parallèlement, l'analyse du MDA, produit terminal de la peroxydation lipidique, a montré une élévation progressive et significative des taux en fonction de l'augmentation de la concentration de la poudre de pneus dans le sol, particulièrement marquée à partir de C4 (10 %) jusqu'à C6 (50 %). Cette tendance témoigne d'un stress oxydatif élevé, en lien avec la bioaccumulation probable de polluants issus de la poudre de pneus. Des teneurs élevées en MDA reflètent une incapacité du système antioxydant à éliminer efficacement les ERO (Tao et al. 2013 ; Giarratano et al. 2014).

Globalement, l'exposition à la poudre de pneus semble induire une réponse oxydative marquée chez *H. aspersa*, traduite par une augmentation des lipoperoxydes MDA et une déplétion du GSH. Ces deux biomarqueurs confirment leur utilité pour évaluer l'impact toxique des contaminants environnementaux, en particulier dans les études écotoxicologiques en conditions contrôlées.

Conclusion

Conclusion

Les particules issues de l'usure des pneus sont de plus en plus considérées comme une menace pour l'environnement. Composées de microplastiques et de substances dangereuses telles que les HAP, et les ETM, elles peuvent perturber les propriétés du sol, et nuire aux cycles de vie des organismes vivants. Le présent travail s'inscrit dans ce contexte ; le but étant de mesurer en conditions contrôlées l'effet d'une exposition sub-chronique (28 jours) du gastéropode pulmoné terrestre *Helix aspersa* à des sols contenant des concentrations croissantes de la poudre de pneus usagés.

A l'issue de ce travail, les principales conclusions tirées peuvent se résumer ainsi :

- ⊕ Les résultats ont révélé des effets notables, tant sur l'évolution des paramètres biométriques (croissance en poids, en diamètre et hauteur de la coquille), que sur celle des paramètres indicateurs du stress oxydatif ;
- ⊕ Le poids frais, le diamètre et la hauteur de la coquille, ont diminué de manière significative au fur et à mesure que la concentration en particules de pneus augmentait dans le sol ; ceci étant un signe évident d'altération de la croissance des *H. aspersa* ;
- ⊕ Pour les indicateurs du stress oxydatif, nous avons enregistré une chute marquée du niveau de GSH, couplée à une hausse significative de celui du MDA au fur et à mesure que l'apport en poudre de pneus augmentait dans le sol ; ce qui témoigne d'un stress oxydatif évident chez les escargots testés ;
- ⊕ Ces résultats confirment que *H. aspersa* constitue un excellent bio-indicateur, à la fois sensible et pertinent, pour suivre la contamination des sols par les particules de pneus ;
- ⊕ La sensibilité marquée de *H. aspersa* mise en évidence dans cette étude suggère que l'accumulation de particules de pneus pourrait à terme compromettre la santé de la faune édaphique ainsi que les processus écosystémiques qui en dépendent;
- ⊕ Ces résultats soulignent également l'importance d'adopter une approche globale, en combinant des indicateurs biométriques et biochimiques, afin de mieux évaluer les impacts environnementaux de ce type de pollution émergente.

Perspectives

Au vu des résultats obtenus, qui mettent en évidence l'impact de la pollution issue des résidus de pneus usagés sur les paramètres biométriques et les indicateurs de stress oxydatif chez *H. aspersa*, nous proposons les axes de recherche suivants afin de compléter cette étude :

- Élargir l'évaluation du stress oxydatif en intégrant des biomarqueurs supplémentaires tels que la glutathion peroxydase (GSH-Px), la superoxyde dismutase (SOD), l'acétylcholinestérase (AChE), la catalase (CAT), etc. ;
- Effectuer des coupes histologiques des tissus, notamment du complexe hépato-pancréatique afin de détecter les altérations induites par une exposition chronique à ce type de matrice polluante ;
- Étudier les effets à long terme de cette pollution sur le cycle de vie et la reproduction de cette espèce, à travers des tests d'écotoxicité chronique ;
- Utiliser d'autres modèles biologiques, dans le but d'identifier les espèces les plus sensibles pouvant servir de bioindicateurs pertinents.

Références bibliographiques

- Abdel-Azeem H.H. & Osman G.Y. 2020.** Oxidative stress and histopathological effect of zinc oxide nanoparticles on the garden snail *Helix aspersa*. Environmental Science and Pollution Research, 28(15), 9913-9920.
- Aboelkheir A., Faure P. & Al-Thani R. 2019.** Aging of tire wear particles in the environment: A review. Science of The Total Environment, 693, 133580.
- Adachi S. & Tainosh Y. 2004.** Characteristics of heavy metals in roadside dusts and their accumulation by evergreen plants in Okayama, Japan. Science of the Total Environment, 321(1-3), 121-131.
- Adamiec E., Jarosz-Krzemińska E. & Wieszala R. 2016.** Heavy metals in road dust from an urban area in Poland: Distribution, sources, and environmental implications. Environmental Monitoring and Assessment, 188(12), 654.
- Altenhoff G., Koch P. & Schlosser D. 2019.** The influence of vulcanization accelerators and antioxidants on the microbial degradation of rubber. Environmental Pollution, 250, 893-900.
- Ameur A. 2021.** Sensory biology of *Helix aspersa* snails. Journal of Molluscan Studies, 87(1), 1-10.
- Asif M., Khan N. & Mahmood S. 2018.** Laboratory culture of bioindicator organisms for pollution monitoring. Environmental Science and Pollution Research, 25(30), 29990-30002.
- Baensch-Baltruschat B., Kocher B. & Koller M. 2020.** Tire wear particles (TWP) as a source of microplastic pollution in urban areas-A review. Environmental Pollution, 265, 114995.
- Baensch-Baltruschat B., Kocher B. & Koller M. 2021.** Emissions of volatile organic compounds (VOCs) from tire wear particles under different environmental conditions. Science of The Total Environment, 755, 142491.
- Banni M., Ghedira K. & Bacha H. 2009.** Biomarkers of oxidative stress and genotoxicity in the terrestrial snail *Helix aspersa* exposed to municipal solid waste leachates. Ecotoxicology and Environmental Safety, 72(7), 1851-1857.
- Belhiouani H. 2019.** Utilisation intégrée des escargots pour la surveillance de la contamination métallique des sols: approches chimique, biologique et écotoxicologique. Thèse doctorat 3^{ème} cycle. Université Frères Mentouri Constantine. 269 p.
- Berekaa M.M. 2006.** Rubber degradation by microorganisms. African Journal of Biotechnology, 5(18), 1645-1651.
- Berekaa M.M. Kahyaoglu N. & Mutzel A. 2000.** Enhanced biodegradation of vulcanized natural rubber by pre-treatment with UV-light or ozone. Applied Microbiology and Biotechnology, 54(5), 653-659.

- Boroudi F., Chouikh K. & Krichen M. 2022.** Assessment of oxidative stress and genotoxicity in the terrestrial snail *Cantareus aspersus* exposed to heavy metals in contaminated soils. Environmental Science and Pollution Research, 29(45), 68254-68267.
- Calabrese E.J., Baldwin L.A. 2003.** Hormesis: The dose-response revolution. Annual Review of Pharmacology and Toxicology, 43, 175-197.
- Campanale C., Massarelli C. & Savino I. 2020.** Tire wear particles: an emerging microplastic pollutant and its potential impacts. Science of The Total Environment, 747, 141249.
- Charlot S. 2004.** Urbanisation en Afrique subsaharienne et enjeux environnementaux. Karthala. 224P.
- Cheng S.F. & Yap C.K. 2015.** Assessment of heavy metal contamination in soils around traffic areas. Ecotoxicology and Environmental Safety, 113, 203-210.
- Cheriti O. 2022.** Utilisation des gastéropodes pulmonés terrestres comme traceurs de la pollution métallique des sols dans le bassin du Kebir Rhumel : de l'inventaire à la bioindication. Thèse de doctorat 3 ème cycle. Université Frères Mentouri Constantine 1. 240p
- Chien K.L., Hung T.L., Lee L.Y., Huang P.Y., Yang T.L. & Lee C.H. 2003.** Assessment of mutagens in airborne particulates from waste tire grinding plants. Science of the Total Environment, 308(1-3), 231-240.
- Cœur dassier M., Saint-Denis M. & de Vaufleury A. 2002.** Effects of dimethoate on growth and acetylcholinesterase activity in the terrestrial snail *Helix aspersa*. Environmental Toxicology and Chemistry, 21(9), 1957-1962.
- Conti M.E. & Cecchetti G. 2003.** A biomonitoring study: Trace metals in the moss *Hylocomium splendens* and in the snail *Helix aspersa* from central Italy. Environmental Pollution, 122(3), 395-404.
- Crémazy A., Puel F. & Gouy V. 2019.** Heavy metal contamination in soils: A review of sources, effects and remediation techniques. Environmental Science and Pollution Research, 26(19), 19047-19060.
- Crowe S.E., Ruggiero L.F. & Stemberger R.S. 2004.** Biomarkers in ecological risk assessment: A review. Environmental Toxicology and Chemistry, 23(3), 579-588.
- Cverenkárová K., Paukert M. & Křúpká M. 2021.** Review of tire wear particles: An emerging environmental pollutant. Environmental Science and Pollution Research, 28(21), 26390-26402.
- Dalibor S. & Haydary J. 2012.** Pyrolysis of waste tires: A review. Journal of Cleaner Production, 23(1), 1-13.

- Dallinger R., Berger B., Birkel S., Köck G. & Stürzenbaum S.R. 2001.** Bioaccumulation of heavy metals in *Helix pomatia*: Comparison of naturally and experimentally loaded snails. Environmental Toxicology and Chemistry, 20(11), 2765-2771.
- Dallinger R. 1993.** Strategies of heavy metal detoxification in terrestrial invertebrates. Oecologia, 93(2), 162-171.
- Damalas C.A. & Eleftherohorinos I.G. 2011.** Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. International Journal of Environmental Research and Public Health, 8(5), 1402-1419.
- Deutscher Wetterdienst-DWD. 2020.** Klimadaten Deutschland: Niederschlag. Consulté en ligne : https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadaten/klimadaten_node.html
- Evans R. 1997.** Leachates from tires: neurotoxic potential and zinc toxicity to aquatic organisms. Journal of the Air & Waste Management Association, 47(12), 1264-1268.
- Faltin E., Seiwert B. & Hofmann T. 2021.** Effects of tire wear particles on soil chemical properties and plant growth. Environmental Pollution, 287, 117627.
- Fan Y., Li M. & Wang J. 2021.** Interaction of tire wear particles with other environmental pollutants: A review. Chemosphere, 275, 130026.
- Fritsch C., Géraud L. & Gauffre S. 2020.** Use of *Helix aspersa* as a bioindicator for metal contamination in vineyard soils. Environmental Science and Pollution Research, 27(19), 23901-23912.
- Gaetke L.M. & Chow C.K. 2003.** Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. Toxicology, 189(1-2), 147-163.
- Gao F., Zhang L. & Fan X. 2016.** Effect of pyrolysis temperature on the distribution and speciation of polycyclic aromatic hydrocarbons in coal tar. Fuel Processing Technology, 149, 138-146.
- Gao Y., Zhu L. & Ling W. 2017.** Sublethal effects of heavy metals on earthworms and their implications in soil ecotoxicology. Environmental Science and Pollution Research, 24(2), 1140-1150.
- Gomot-de Vaufleury A. 2000.** Standardized growth and reproductive toxicity testing with terrestrial snail *Helix aspersa*. Environmental Toxicology and Chemistry, 19(4), 968-973.
- Gomot-De Vaufleury A. 2000.** Evaluation of the ecotoxicological risk of contaminated soils to the snail *Helix aspersa*: a review. Ecotoxicology and Environmental Safety, 46(1), 71-81.
- Gomot-De Vaufleury A. 2015.** The use of the terrestrial snail *Helix aspersa* for ecotoxicological testing: a review. Ecotoxicology, 24(9), 1851-1869.

- Gomot-De Vaufleury A., Cœur dassier M. & Pihan F. 1989.** Bioaccumulation of metals by the snail *Helix aspersa*: a review. Environmental Pollution, 57(2), 85-99.
- Grigoratos T. & Martini G. 2014.** Tyre and road wear particles (TRWP)-A review of current knowledge and challenges. Environmental Science and Pollution Research, 21(9), 5650-5666.
- Halle M., Ljung E. & Arvidsson R. 2020.** Tire wear particles: an overlooked source of microplastic pollution. Environmental Science & Technology Letters, 7(3), 195-200.
- Hiki S., Miyawaki T. & Suzuki Y. 2021.** 6PPD-quinone, a transformation product of antioxidant 6PPD in tires, is highly toxic to freshwater fish and crustaceans. Environmental Science & Technology Letters, 8, 9.
- Horner A.B 1996.** Concentrations de zinc dans les écosystèmes aquatiques et leurs effets sur les espèces de poissons. Écotoxicologie et sécurité environnementale, 35(1), 1-8
- Hotou M. & Wandji M. 2015.** Characterization of Carbon Black for Use as a Reinforcement Filler in Tire Manufacturing. Journal of Minerals & Materials Characterization & Engineering, 3(04), 273-281.
- Imai S., Moriyoshi K. & Kawachi T. 2011.** Biodegradation of vulcanized natural rubber by bacterial strains. Journal of Environmental Science and Health, Part A, 46(13), 1546-1552.
- Järskog E., Strömvall A.M. & Nordqvist K. 2020.** Tire wear particles in urban stormwater runoff: composition, concentrations, and environmental fate. Water Research, 172, 115509.
- Jeong B.J. & Ra K.B. 2021.** Monitoring and characteristics of microplastics in marine environments from different regions: a review. Chemosphere, 264, 128458.
- Kawecki M. & Kukulka A. 2018.** Tire wear particles as a source of microplastic pollution in urban environments. Environmental Science and Pollution Research, 25(36), 35835-35845.
- Khan M.J. & Strand E. 2018.** Health risks associated with tire wear particles: a review. Environmental Research, 166, 219-228.
- Kim H., Lee S.K. & Cho J. 2022.** Tire wear particles: An emerging pollutant and its environmental implications. Journal of Hazardous Materials, 424, 127393.
- Knight M., Sforzini F. & Booth A.M. 2020.** A review of tire wear particles in the environment: From sources to solutions. Environmental Pollution, 265, 114972.
- Kole P.J., Lohmann R. & Wagner S. 2017.** Are tire wear particles a major source of microplastics in the environment? Environmental Science & Technology, 51(3), 1334-1340.
- Kovochich M., Kisin E.R., Schwegler-Berry D. & Shvedova A.A. 2021.** Tire wear particle-induced oxidative stress and toxicity in human lung epithelial cells: Role of zinc oxide nanoparticles. Toxicology in Vitro, 70, 105021.

- Kreider M.L., Panko J.M., McAtee B.L., Rieger W.J. & Sumner S.J. 2010.** Physical and chemical characterization of tire materials and tire wear particles. Environmental Science & Technology, 44(11), 4214-4220.
- Kwon E., Castaldi M.J. & Conkle J. 2012.** Characteristics of pyrolysis products from waste tires under different operating conditions. Journal of Hazardous Materials, 237-238, 172-179.
- Labadi R. & Mazouzi F. 2021.** Morphological and anatomical study of the common garden snail, *Helix aspersa* (Müller, 1774) (Gastropoda: Pulmonata: Helicidae). Journal of Natural Sciences and Sustainable Development, 2(1), 35-42.
- Leifheit E.F., Belyea C.J. & Rillig M.C. 2021.** Tire wear particles alter soil properties and affect plant growth. Environmental Science & Technology, 55(15), 10243-10252.
- Livingstone D.R. 2001.** Contaminant-stimulated oxidative stress and antioxidant processes in aquatic organisms. Aquatic Toxicology, 54(1-2), 1-21.
- Lamas M., Font R. & García D. 2017.** Environmental and human health risk assessment of tire pyrolysis products. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 126, 179-188.
- Louzon M., Benkaddour K. & Bouthroum L. 2020.** Bioaccumulation of heavy metals in *Helix aspersa* from polluted areas in Algeria. International Journal of Environmental Science and Technology, 17(5), 2305-2314.
- Lushchak V.I., Matviishyn T.M. & Lozinska L. M. 2018.** Oxidative stress and antioxidant defense in terrestrial snails under toxicological stress. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 212, 10-23.
- Mattsson K., Järskog E. & Strömwall A.M. 2023.** Chemical composition of tire wear particles and their ecotoxicological effects. Water Research, 228, 119339.
- Mayer P.M., Moran K.D., Miller E.L., Brander S.M., Harper S., Garcia-Jaramillo M., Carrasco-Navarro V., Ho K.T., Burgess R.M., Hampton L.M.T., Granek E.F. 2024.** Where the rubber meets the road: Emerging environmental impacts of tire wear particles and their chemical cocktails. Science of The Total Environment, 927, 171153.
- Meng X., Li Y. & Liu J. 2020.** Tire wear particles as a significant source of microplastics: Current knowledge and future research needs. Journal of Hazardous Materials, 399, 122978.
- Nga N.L., Thao N.H. & Ngoc H.L. 2016.** Assessment of heavy metals pollution in soil and groundwater in areas impacted by open burning of waste tires. Journal of Environmental Science and Engineering A, 5(6), 332-338.
- Nica M., Vasile E. & Stancu A. 2017.** Assessment of oxidative stress in *Helix aspersa* exposed to lead and cadmium. Environmental Science and Pollution Research, 24(17), 14713-14721.

- Nicholson S.M., Lam P.K. S. & Chan K. M. 2003.** Biomarkers of exposure to environmental contaminants in aquatic organisms: A review. Environmental Pollution, 122(2), 221-236.
- Patra S., Panda S. & Tripathy B.C. 2022.** A review on the environmental fate and toxicological effects of tire wear particles. Science of The Total Environment, 806, 150493.
- Peter A., Von Der Kammer F. & Hering J. G. 2018.** Tire wear particles: An underestimated source of environmental pollutants. Environmental Science & Technology, 52(20), 11689-11699.
- Picher P., Lebrun J.D. & Simon E. 2022.** Tire wear particles impact the energy metabolism and oxidative stress of soil invertebrates. Environmental Pollution, 300, 118955.
- Radwan M.A., Gad E.A. & Wafy H. M. 2010.** Response of antioxidant enzymes and lipid peroxidation in the terrestrial snail *Eobania vermiculata* exposed to heavy metals. Ecotoxicology and Environmental Safety, 73(6), 1432-1438.
- Rahman A., Järlskog E. & Strömvall A.M. 2021.** Ecological impacts of tire wear particles: A review. Environmental Pollution, 285, 117265.
- Regoli F., Gorbi S. & Machella G. 2006.** Assessment of biomarker responses in the terrestrial snail *Helix aspersa* exposed to heavy metals from contaminated soils. Chemosphere, 64(10), 1686-1695.
- Regoli F., Gorbi S. & Machella G. 2011.** Oxidative stress in marine mussels: A review. Aquatic Toxicology, 101(1), 1-17.
- Reyjol Y., Usseglio-Polatera P. & Baudry J. 2013.** La bioindication en écologie: Principes, méthodes et applications. Lavoisier.
- Rhodes E.P., Ren Z. & Mays D.C. 2012.** Zinc leaching from tire crumb rubber. Environmental Science & Technology, 46(24), 12856-12863.
- RiStWag (Richtlinien für die Standardisierung von Wasserbau und Wasserwirtschaft). 2016.** Merkblatt DWA-M 153: Anlagen zur Behandlung von Niederschlagsabflüssen.
- Rødland E.S., Gustafsson M., Jaramillo-Vogel D., Järlskog I., Müller K., Rauert C., Rausch J. & Wagner S. 2023.** Analytical challenges and possibilities for the quantification of tire-road wear particles. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 165, 117121.
- Safdari S., Ghoreishi S.M. & Amini G. 2019.** Effects of pyrolysis parameters on the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 142, 104677.

- Sahraoui B. 2022.** Utilisation in situ et ex situ de *Helix aspersa* comme bioindicateur de la contamination des sols par le cadmium et le plomb. Thèse doctorat 3 ème cycle. Université Frères Mentouri Constantine. 214 p.
- Sahraoui A.S., Verweij A.R., Belhiouani H., Cheriti O., van Gestel C.A.M., Sahli L. 2021.** Dose-dependent effects of lead and cadmium and the influence of soil properties on their uptake by *Helix aspersa*: an ecotoxicity test approach. Ecotoxicology 30, 331-342
- Scheifler R., Diez A. & Le Guédard M. 2002.** Bioavailability and bioaccumulation of metals in the terrestrial snail *Helix aspersa* in contaminated soils. Environmental Pollution, 119(1), 127-137.
- Schlegel B., Dammann S., Heger K., Jähnichen S., Baur S., Scheel A. et al. 2024.** Quantification of 6PPD-quinone in environmental samples: occurrence in urban run-off and coho salmon. Environmental Science & Technology Letters.
- Shah A.A., Hasan F., Hameed A. & Ahmed S. 2013.** Biological degradation of plastics: A comprehensive review. Biotechnology Advances, 31(2), 244-257.
- Skoczyńska A., Pyszka J. & Włoka M. 2021.** Pyrolysis of waste tires as a method of obtaining valuable products-A review. Waste Management, 136, 269-281.
- Sommer F., Hundt A. & Stoiber R. 2018.** Microplastic pollution from tire wear particles: a review of the current knowledge. Environmental Pollution, 240, 107-115
- Spellerberg I.F. 2005.** Monitoring ecological change. Cambridge University Press. 350p.
- Spurgeon D.J., Hopkin S.P., Jones D.T. 1994.** Effects of cadmium, copper, lead and zinc on growth, reproduction and survival of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny): Assessing the environmental impact of metal pollution. Environmental Pollution, 84(1), 123-130.
- Staley B.A., Spurlock J.E. & Moore D.R.J. 2015.** Review of terrestrial snail and slug ecotoxicology. Environmental Toxicology and Chemistry, 34(11), 2419-2432.
- Stürzenbaum S.R., Klinger A. & Köhler H.R. 2004.** Biomarkers of oxidative stress in the terrestrial gastropod *Cantareus aspersus* exposed to cadmium and copper. Environmental Toxicology and Chemistry, 23(1), 226-233.
- Suman A., Singh V.K. & Kumar M. 2020.** Tire wear particles: an emerging environmental pollutant. Environmental Pollution, 266, 115206.
- Swisvłowski J., Lenda M. & Kurek B. 2021.** Passive bioindication of air pollution: A review of approaches and challenges. Environmental Science and Pollution Research, 28(1), 1-15.
- Ten Broeke J.G.W., Van Der Steen J.J.W. & Heidemij Adviesbureau. 2008.** Rubber granulate in artificial turf pitches: environmental aspects. Vught, The Netherlands: RIVM.

United Nations Environment Programme (UNEP). 2011. Towards a green economy: Pathways to sustainable development and poverty eradication. UNEP. Consulté en ligne : [Http://www.unep.org/resources/report/towards-green-economy-pathways-sustainable-development-and-poverty-eradication](http://www.unep.org/resources/report/towards-green-economy-pathways-sustainable-development-and-poverty-eradication).

Viarengo A., Burlando B. & Cavaletto M. 1999. Metallothionein in marine animals: Structure, function and gene expression. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology, 123(2), 137-151.

Wagner S., Hübner T. & Lohmann R. 2018. Tire wear particles as a major source of microplastics in the environment. Environmental Science & Technology, 52(20), 11847-11856.

Wagner S., Hüffer T., Klöckner P., Wehrhahn M., Hofmann T. & Reemtsma T. 2018. Tire wear particles in the aquatic environment, A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. Water Research, 139, 83-100.

Wik A. & Dave G. 2009. Biological activity of tire particles. Environmental Science & Technology, 43(1), 32-37.

Wik A. & Dave G. 2009. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment- A critical review and an initial risk assessment. Environmental Pollution, 157(1), 1-11.

Zaafour M., Meddour A. & Boulakoud M.S. 2014. Biométrie et dosage du glutathion chez *Helix aspersa* Müller (Gastropoda ; Helicidae) en zones agricole et urbaine polluée dans la région d'El-Hadjar (Annaba, Algérie). Rev. Sci. Technol., Synthèse 28 : 96-105.

Zglobicki D. & Telecka M. 2021. Tire wear particles as an environmental concern: a review. Environmental Geochemistry and Health, 43(11), 4785-4800.

Zhu H., Chen L., Li B., Wei Y., Wang P., Song G. & Xiao R. 2024. Effects of tire wear particles on soil enzyme activities and microbial community structure. Journal of Hazardous Materials, 462, 132646.

Webographie

<https://www.unep.org/resources/report/towards-green-economy-pathways-sustainable-development-and-poverty-eradication>

<https://www.google.com/search?q=https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117121>

https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadaten/klimadaten_node.html

Année universitaire : 2024-2025	Présenté par : AICHOUR Mohamed Yasser BOURSAS Rabeh
Effets de la pollution des sols par les résidus de pneus sur <i>Helix aspersa</i> : altérations de la croissance et stress oxydatif en conditions contrôlées.	
Mémoire pour l'obtention du diplôme de Master en Écologie Fondamentale et Appliquée.	
Résumé :	
<p>La pollution des sols due aux particules fines issues de l'usure des pneus constitue aujourd'hui un enjeu environnemental majeur. Ces particules libèrent dans l'environnement des composés organiques et inorganiques, qui s'accumulent en grande quantité dans les sols en bordures des routes, modifiant ainsi leurs propriétés chimiques et biologiques. Le présent travail s'inscrit dans ce contexte ; le but étant de mesurer en conditions contrôlées l'effet d'une exposition sub-chronique (28 jours) du gastéropode pulmoné terrestre <i>Helix aspersa</i> à des sols contenant des concentrations croissantes de la poudre de pneus usagés. L'expérience a porté sur sept groupes de <i>H. aspersa</i>, dont un groupe témoin et six groupes exposés à 0,5, 1, 5, 10, 20 et 50 % de poudre de pneus usagés dans le sol. Les mesures ont porté sur des indicateurs biométriques (poids frais, diamètre et hauteur de la coquille), et des indicateurs du stress oxydatif (Glutathion réduit-GSH, et Malondialdéhyde-MDA). Les résultats ont montré une détérioration progressive des paramètres biométriques avec l'augmentation de la concentration de la poudre de pneus dans le sol, se traduisant par un ralentissement de la croissance et une perte de poids. En ce qui concerne le stress oxydant, les résultats ont révélé que les taux du glutathion réduit (GSH) et du malonodialdéhyde (MDA) dans les hépatopancréas de <i>H. aspersa</i> ont été significativement affectés par les concentrations de la poudre de pneus dans le sol après 28 jours d'exposition. Ainsi, les résultats confirment la sensibilité de <i>H. aspersa</i> aux polluants provenant des pneus usagés et soutiennent son adoption en tant qu'organisme modèle pour le contrôle de la qualité des sols contaminés par des substances induites par le trafic routier.</p>	
Mots-clefs : <i>Helix aspersa</i> , sol, poudre de pneus, biométrie, GSH, MDA	
Laboratoires de recherche : Laboratoire de Biologie et Environnement.	
Département : Écologie et Environnement.	
Université Constantine 1- Frères Mentouri.	
Jury d'évaluation :	
Président du jury : Touati Laid	Pr. U. Constantine1 Frères Mentouri
Encadrant : Sahli Leila	Pr. U. Constantine1 Frères Mentouri
Examinateur: Cheriti Oumnya	MC(B) U. Constantine1 Frères Mentouri
Date de soutenance : 26/06/2025	