

الشعبية الديمقراطية الجزائرية الجمهورية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
العلمي والبحث العالي التعليم وزارة
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEURE ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR – ANNABA



FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE DE BIOSURVEILLANCE ENVIRONNEMENTALE
Thèse En vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat
Domaine : SCIENCE DE LA NATURE ET DE LA VIE
Filière : Sciences biologiques
Option : Physiologie et physiopathologie
Intitulé

**Etude des réponses toxiques à l'exposition aux ETM et pesticides
chez les Lombricidés
« Epi-anécique ».**

Présentée par : Mme. Asma BENGRID

Directeur de thèse : Kheireddine Ouali (Pr, Université Badji Mokhtar - Annaba)

Devant un jury composé de :

Pr. ZIANE Nadia	Président	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr SBARTI Ibtissem	Examinatrice	Université Badji Mokhtar - Annaba
Pr. KHATI Wylia	Examinatrice	Université Chadli Bendjedid - El Tarf
Pr. Khaldi Fadila	Examinatrice	Université Cherif Messaidia - Souk Ahras

Année universitaire : 2024/2025

Remerciements

*Je souhaite exprimer ma profonde gratitude et reconnaissance envers mon directeur de thèse, le Professeur **Ouali Kheireddine**, pour la confiance qu'il m'a témoignée et son soutien constant tout au long de cette expérience. Cette expérience, malgré les défis rencontrés, a représenté pour moi un véritable défi de développement personnel, et vous avez joué un rôle crucial en tant que guide tout au long de cette aventure. Vous avez joué le rôle à la fois de mentor et de modèle pour moi, faisant preuve d'une présence constante, de patience et de bienveillance. Je vous remercie pour votre partage que vous m'avez apportée lors des expérimentations, ainsi que pour les efforts que vous avez déployés pour m'encadrer et me guider vers la bonne direction. Recevez toute ma reconnaissance pour tout ce que vous avez fait.*

*Je suis profondément reconnaissant envers le Docteur **Trea Fouzia (MCA)** pour avoir co-dirigé ma thèse et pour son soutien tout au long de cette expérience. Grâce à son savoir-faire, son enthousiasme pour le domaine et son écoute, ce travail a été largement réussi. Je lui témoigne ici toute ma gratitude et mon respect le plus profond.*

*Je tiens à exprimer ma gratitude envers Pr. **ZIANE Nadia**, ainsi qu'envers Pr. **Sbartai Ibtissem**, enseignantes à l'université d'Annaba, aussi l'enseignant Pr. **KHATI Wylia** à l'université d'El Tarf et Pr. **Khalidi Fadila** enseignant à l'université de Souk Ahras, pour l'honneur qu'ils m'ont accordé en acceptant de faire partie du jury de notre thèse. Je souhaite que vous ayez passé une agréable lecture de cette thèse et que la présentation orale suscite également votre intérêt.*

Je tiens à exprimer ma gratitude envers l'ensemble de l'équipe du LBSE :

*Je souhaite exprimer ma reconnaissance tous particuliers envers Dr. **LAKBAR Chanez**, qui est professeur à l'Université Badji Mokhtar - Annaba. Pour ses encouragements et ses qualités humaine.*

*Je tiens à exprimer ma gratitude particulière et chaleureuse envers Dr. **Bouzahouane Hanna**, qui a partagé son expérience avec moi et qui a facilité les défis grâce à ses conseils, en particulier pour ses recommandations et ses orientations envers d'autres laboratoires. Sans sa contribution, le protocole n'aurait pas été finalisé.*

*Je souhaite exprimer ma gratitude envers le Dr. **Chaib Sakina**, collègue de promotion et amie précieuse, pour son engagement dans cette relation précieuse forgée à travers de nombreuses heures de travail, de travaux dirigés et de stages partagés, une expérience que je garderai à jamais en mémoire. Je vous remercie pour votre soutien continu et vos encouragements, qui ont rendu chaque défi difficile beaucoup plus supportable. Je remercie également Dr. **Bouchera Baali** et la technicienne du laboratoire **Khawla**, qui ont partagé les dosages avec moi en pleine période de COVID.*

*En premier lieu, je tiens à exprimer ma gratitude envers ma famille et mes amis, notamment le Dr. **Kharoubi Rim**, pour son soutien tout au long de mon parcours académique. Ses conseils précieux, ses orientations vers d'autres laboratoires pour des stages, ainsi que son assistance dans la publication de mon article ont été d'une aide inestimable. Merci de m'avoir fait rencontrer les Drs. **Kherouf Marwa** et **Kherouf Amel** aussi Dr. **Khalidi Roumaissa** de m'entourer de tant de souvenirs inoubliables. Je tiens à exprimer ma sincère gratitude pour vos actions et votre considération. Je suis également reconnaissant pour mon amie, Dr **Otmani Amira**, pour avoir pris le temps de me transmettre son savoir essentiel dans son domaine pour son précieux soutien lorsque j'ai besoin. Je remercie le Dr. **Becheker Ali** pour avoir toujours répondu à mes appels en aide et pour son savoir prioritaire.*

Je remercie aussi mon mari, ma tante Safa, mon voisin tonton Youcef et ma belle-sœur, qui m'ont beaucoup aidée dans la partie inventaire.

Pour ma famille, une seule feuille ne suffira jamais à exprimer ma gratitude envers vos efforts, votre patience, vos sacrifices et vos encouragements pour ce projet. Vous avez cru en moi et en mes capacités, même dans les moments difficiles où j'ai failli me laisser aller. Vous étiez là pour me rappeler combien cela compte pour vous toutes et tous.

Je ne vous remercie pas seulement, mais je vous dédie ce travail, qui est fait avec amour pour vous honorer.

À toi, papa, pour toutes ces années que tu as sacrifiées de ta bonne humeur et de ta santé, rien que pour nous satisfaire.

À toi, maman, pour tous les efforts que tu as fournis afin de nous transmettre une bonne éducation et de solides connaissances.

À toi, ma fille Athila, je dédie ce travail pour chaque instant que j'ai sacrifié pour rendre un rêve réalité, afin que je sois un exemple dont tu pourras être fière un jour, tout comme je le suis avec mes parents.

À mon mari, merci pour ta patience envers mes caprices, merci pour ton soutien physique et morale .

À mon pilier solide, mon frère et sa femme.

À mon neveu Med Firasse, qui me comble de joie.

En hommage à ma tante Mebarka.

Résumés :

Les bioindicateurs sont de plus en plus utilisés pour évaluer la qualité de l'environnement et comment ils affectent les écosystèmes. L'utilisation de produits chimiques dans le quotidien, en particulier dans l'industrie, l'agriculture et la santé, a créé des mélanges toxiques qui touchent les organismes, notamment l'environnement terrestre. Les lombrics, comme bioindicateurs et accumulateurs de polluants, ont été étudiés pour évaluer leur comportement face à diverses interventions anthropiques, étant en contact direct avec ces éléments toxiques. Une évaluation environnementale a été réalisée dans la région d'Annaba, en choisissant différents sites d'utilisation humaine (agricoles, prairies, urbains, etc.) pour toucher des niveaux de pollution anthropique graduelle. Cette première évaluation visait à observer l'effet de l'activité humaine sur la qualité du sol et la distribution des lombrics, suivie d'une évaluation polymétallique. Les résultats ont montré des niveaux de pollution graduelle en fonction des interventions anthropiques, avec une pollution métallique significative des sites, notamment en Co, Cr, Zn, Ba et Pb. L'accumulation de métaux par les vers de terre a été évaluée, ainsi que leurs réponses oxydatives, pour comprendre comment ils s'adaptent à ces agressions physiques et chimiques. L'ensemble des études in situ a révélé que la région d'Annaba fait face à une pollution préoccupante dans les zones proches d'activités anthropiques, contrairement aux sites bénéficiant d'une gestion conventionnelle. Parallèlement, un protocole extrapolé en laboratoire a été établi pour étudier les effets d'un cocktail toxique composé de chlorure de cadmium (CdCl_2) et de l'herbicide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D) sur l'espèce *Aporrectodea caliginosa*, espèce dominante dans la région. Les traitements comprenaient des témoins, des vers exposés au CdCl_2 , à l'herbicide et au mélange des deux, pendant 7 et 14 jours. Une batterie de biomarqueurs enzymatiques et non enzymatiques a été réalisée. Les résultats obtenus du comportement montrent que les vers exposés à un mélange toxique présenteraient un comportement chaotique au niveau de tous les processus, de plus un fort taux de mortalité et de nombreuses malformations, par rapport à l'exposition au Cd, qui a révélé la présence de mécanismes d'adaptation. En comparant les évaluations in vivo et in situ, il apparaît qu'*Aporrectodea caliginosa* présente des réponses variées face aux contaminants. Notamment, le mélange toxique a révélé un effet antagoniste, soulignant l'importance d'étudier les interactions entre différents polluants pour mieux comprendre leurs impacts sur la biodiversité. Mots clés : lombrics, screening, agrosystèmes, pesticide, ETM, cocktail, toxicité, stress oxydatifs, histologie.

المخلص

لقد تُعد المؤشرات البيولوجية والحيوية أدوات محورية في تقييم جودة البيئة ورصد تأثيراتها على الأنظمة البيئية المختلفة. أسفر الاستخدام المكثف للمواد الكيميائية في مجالات الصناعة والزراعة والصحة، عن توليد خليط معقد من المركبات السامة، في هذا السياق، تشكّل. مما يؤدي إلى تأثيرات سلبية عميقة على الكائنات الحية، لا سيما تلك التي تنشط ضمن البيئة الأرضية. ديدان الأرض مؤشرات بيولوجية ذات أهمية خاصة، نظرًا لقدرتها على التكيف مع طيف واسع من الملوثات من خلال هذه الخاصية تمكّن من استخدامها لتقييم تأثير الأنشطة البشرية على صحة التربة، بالنظر. تخزينها على شكل تراكمات حيوية يندرج هذا العمل البحثي ضمن هذا الإطار، حيث أنجز تقييم بيئي في منطقة. إلى احتكاكها المباشر والدائم بالعناصر السامة (زراعية)، تمثلت المرحلة الأولى في اختيار أراضٍ ذات استخدامات متباينة.، استنادًا إلى مرحلتين أساسيتين (الجزائر) عنابة انصب هذا. قصد تغطية مستويات تلوث متدرجة ناتجة عن النشاط الصناعي والأنثروبوجيني (رعوية، حضرية، وغابية التقييم الميداني على مراقبة تأثير الأنشطة البشرية على جودة التربة وتوزيع مجتمعات ديدان الأرض، إلى جانب تحليل تركيزات العناصر المعدنية الرئيسية وخصائص التربة الفيزيائية والكيميائية، مع تفسير العلاقات بينها وبين سلوك ديدان أظهرت النتائج مستويات متفاوتة من التلوث، تتماشى مع شدة التدخل البشري، حيث تم رصد تراكيز مرتفعة من. الأرض تم أيضًا. معادن الكوبالت، الكروم، الزنك، الباريوم، والرصاص، مؤكدةً وجود نسب مقلقة من التلوث في بعض المناطق تقييم التراكم الحيوي لهذه المعادن في أنسجة الديدان، إلى جانب دراسة استجابتها التأكسدية، بغرض فهم آليات تكيفها مع خلصت مجمل الدراسات الميدانية إلى أن منطقة عنابة تعاني من تلوث. الضغوط الكيميائية والفيزيائية، لاسيما الزراعية منها بيئي مقلق، خصوصًا بالمناطق المجاورة للأنشطة الصناعية، مقارنةً بالمواقع التي تعتمد ممارسات الزراعة العضوية بالتوازي مع هذا التقييم، تم تطوير بروتوكول تجريبي مخبري لدراسة تأثير مزيج كيميائي مكوّن من كلوريد. المستدامة شملت التجارب معالجات. على ديدان الأرض (2,4-D) ثنائي كلورو فينوكسي أسيتيك -2,4 الكادميوم ومبيد الأعشاب عقب التعرض، أُجري تحليل طيف. يوميًا 14 و 7 لمدة (مزيج) منفصلة لكل مكوّن على حدة، بالإضافة إلى معالجات مزدوجة كشفت النتائج أن ديدان الأرض. واسع من المؤشرات الحيوية، الإنزيمية وغير الإنزيمية، فضلًا عن دراسة نسيجية دقيقة المعرضة للمزيج السام أظهرت اضطرابًا واضحًا في جميع العمليات البيوكيميائية، مصحوبًا بارتفاع معدل الوفيات وظهور. في المقابل، أبدت الديدان المعرضة للكادميوم وحده بعض آليات التأقلم عبر تنشيط دفاعات تأكسدية. تشوهات نسيجية ملحوظة (Aporrectodea caliginosa) بالمقارنة بين نتائج التقييمين الميداني والمخبري، تبيّن أن هذا النوع من ديدان الأرض، مما (antagonistic effect) يطرّو استجابات متباينة حسب طبيعة الملوثات، إذ أظهر المزيج الكيميائي تأثيرًا تنافريًا. يُبرز أهمية دراسة تفاعلات الملوثات لفهم آثارها التراكمية والمركبة على التنوع البيولوجي للتربة.

ديدان الأرض، تحليل شامله، الأنظمة الزراعية، مبيدات، العناصر المعدنية، كوكثيل، السمية، الإجهاد: **الكلمات المفتاحية**
التأكسدي، علم الأنسجة

Abstract

Bioindicators are progressively employed to evaluate environmental quality and its effects on ecosystems. The extensive application of chemicals in everyday life, particularly in industry, agriculture, and healthcare, has resulted in the creation of toxic combinations that impact organisms, especially in terrestrial ecosystems. Earthworms, serving as bioindicators and accumulators of pollutants, were examined to assess their behavior in reaction to diverse human interventions, as they are in direct touch with these dangerous substances. An environmental evaluation was performed in the Annaba region, selecting several locations with human utilization (agricultural, grasslands, urban, etc.) to encompass a spectrum of anthropogenic pollution. The initial study sought to examine the impact of human activities on soil quality and earthworm distribution, subsequently followed by a polymetallic evaluation. The results indicated a progressive degree of pollution correlated with human activities, highlighting substantial metallic contamination at the locations, especially in Co, Cr, Zn, Ba, and Pb. The accumulation of metals by earthworms was evaluated alongside their oxidative responses to comprehend their adaptation to these physical and chemical stresses. The in situ investigations indicated that the Annaba region experiences alarming pollution levels near human activity, unlike areas with effective organic management. A laboratory protocol was developed to investigate the effects of a hazardous mixture of cadmium chloride (CdCl_2) and the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) on *Aporrectodea caliginosa*, the predominant species in the area. The treatments comprised controls, worms subjected to cadmium, herbicide, and a combination of both, for durations of 7 and 14 days. A range of enzymatic and non-enzymatic biomarkers, in conjunction with histological investigation, were performed. The findings indicated that worms subjected to the hazardous cocktail displayed erratic behavior across all processes, accompanied by elevated mortality rates and various deformities, with significant tissue buildup evident in histological sections. In contrast, exposure to Cd demonstrated the existence of mechanisms such as oxidative defenses. Comparative analyses of in vivo and in situ assessments revealed that *Aporrectodea caliginosa* has diverse reactions to pollutants. The hazardous cocktail exhibited an antagonistic effect, underscoring the necessity of examining pollutant interactions to enhance comprehension of their effects on biodiversity.

Keywords : Earthworms, screening, agrosystems, pesticide, TME, cocktail, toxicity, oxidative stress, histology.

Sommaire

1	Introduction générale	1
2	Matériel et méthodes.....	4
2.1	Chapitre I: Évaluation de la diversité lombriciennes en guise d'activité anthropogéniques	5
2.1.1	Régions étudiées.....	5
2.1.2	Sites d'échantillonnage :.....	5
2.1.3	Évaluation empirique des différents agroécosystèmes en utilisant l'estimateur ADL :...	7
2.1.4	Méthode d'échantillonnage :	10
2.1.4.1	Plans d'échantillonnages :	10
2.1.4.2	Prélèvement des vers de terre :	10
2.1.5	Identification et classification des vers de terre :	11
2.1.6	Révision des Caractéristiques Biologiques :	13
2.1.6.1	L'abondance totale :	13
2.1.6.2	Biomasse :	14
2.1.6.3	La Dominance :	14
2.1.7	Diversité :	15
2.1.7.1	La richesse totale des espèces (S) :	15
2.1.7.2	L'indice de diversité de Shannon de Weaver (H') :	15
2.1.7.3	L'indice de régularité des espèces de Pielous (J) :	15
2.2	Etude des paramètres édaphiques :	16
2.2.1	Préparations des échantillons :	16
2.2.2	Analyse des paramètres physique-chimique :	17
2.2.2.1	L'humidité (H %) :	17
2.2.2.2	PH :	18
2.2.2.3	La conductivité électrique (CE) :	18
2.2.2.4	La capacité d'échange cationique (CEC) :	18
2.2.2.5	Les ions interchangeables :	19
2.2.2.6	Carbone organique total (COT %) :	19
2.2.2.7	Le dosage de la matière organique (MO %) :	19
2.2.2.8	L'azote total (N mg/kg) :	20
2.2.2.9	Calcaire totale (CT%) :	20
2.2.2.10	Le phosphore (P mg/kg) :	21
2.2.2.11	La granulométrie :	21
2.2.3	Analyse statistique.....	22

2.3	Chapitre2 évaluation de la pollution polymétalliques et leurs interactions avec les vers de terre cas « <i>Aporrectodea caliginosa</i>, (Savigny.1826) »	24
2.3.1	Plans d'échantillonnage :	24
2.3.2	Analyse des Éléments et Trace Métalliques (ETM) :	24
2.3.3	Quantification des ETM dans le sol :	24
2.3.3.1	Séchage et broyage :	24
2.3.3.2	2.3.2. Préparation des pastilles :	24
2.3.3.3	2.3.4 Analyse XRF :	25
2.3.4	Quantification des ETMs dans les vers de terre :	25
2.3.4.1	2.4.1. Préparation des échantillons : Séchage et broyage	25
2.3.4.2	2.4.2. Minéralisation des échantillons (vers) :	26
2.3.5	Evaluation du niveau de contamination métallique des sols étudiés :	26
2.3.5.1	Indices de Pollution des Sols	27
2.3.5.1.1	Indice de Contamination (<i>Cf</i>)	27
2.3.5.1.2	Indice de Pollution (<i>PLI</i>)	28
2.3.5.2	Indices Écologiques :	28
2.3.5.2.1	Indice de Risque Écologique Potentiel (<i>Er</i>)	28
2.3.5.2.2	Indice de Risque Écotoxicologique (<i>ERI</i>)	29
2.3.5.3	Facteur de Bioaccumulation (FBA)	30
2.3.6	Evaluation du stress oxydatif :	30
2.3.7	Etude statistique :	30
2.4	Chapitre3 Évaluation toxicologique in vitro sur l'espèce de vers de terre « <i>Aporrectodea caliginosa</i>, (Savigny.1826) »	30
2.4.1	Matériel utilisée dans les essais experimentation :	31
2.4.1.1	Source de prélèvements :	31
2.4.1.2	Choix de l'espèce :	31
2.4.1.3	Matériel chimique :	31
2.4.1.4	Le Pesticide « acide 2,4-dichlorophénoxyacétique » :	32
2.4.1.5	Un élément trace métallique (ETM) :	32
2.4.1.6	Le sol d'expérience :	33
2.4.2	Conditions expérimentales :	33
2.4.2.1	Conditions d'adaptations :	33
2.4.2.2	Dispositive d'expérience :	34
2.4.3	Mortalité observée :	35
2.4.4	Inhibition de la croissance :	35
2.4.5	Effet sur la morphologie :	36
2.4.6	Dosage enzymatique :	36
2.4.6.1	Préparation de l'extrait brut :	37
2.4.6.2	Dosage des protéines :	37
2.4.6.3	Dosage du Glutathion Réduit (GSH)	38

2.4.6.4	La mesure de l'activité de la glutathion S-transférase (GST) :	38
2.4.6.5	Dosage de l'Activité Spécifique de la Catalase (CAT) :	39
2.4.6.6	Dosage de l'Activité Enzymatique de la Superoxyde Dismutase (SOD) :	39
2.4.6.7	Dosage du Malondialdéhyde (MDA)	39
2.4.7	Etude statistiques :	39
3	Résultats et Discussion.....	40
3.1	Résultats et Discussion du premier chapitres :	41
3.1.1	Etude de la diversité Lombriciennes :	41
3.1.1.1	Identification des vers :	41
3.1.1.2	Analyse descriptive :	45
3.1.1.3	Impact de l'activité anthropique (ADL) sur l'ensemble des paramètres biologiques et édaphiques	48
3.1.1.4	Discussion de la diversité lombricienne et leurs comportements vis-à-vis l'activité humaines :	49
3.1.2	Études des paramètres physico-chimique et leurs interactions avec les paramètres biologiques face au influences anthropiques :	52
3.1.2.1	Donnée édaphiques (Ph-CH) :	52
3.1.2.2	Discussion des donnée édaphiques.....	56
3.1.2.3	Corrélation des paramètres physicochimiques sur les paramètres biologiques :	58
3.1.2.4	Discussion de l'interaction entre les paramètres édaphique et biologiques :	59
3.1.2.5	Facteurs qui influencent la distribution de la composition des espèces :	61
3.1.2.6	Discussion de la réponse multifactorielle entre l'ensembles des données édaphiques, biologique et l'activité anthropique (ADL) :	62
3.2	Résulta et discussion du deuxième Chapitre :	64
3.2.1	Évaluation de la contamination en métaux lourds des sols des sites étudiés.....	64
3.2.1.1	Profil métallique des sols pour les Sites échantillonnés :	64
3.2.1.1.1	Les teneurs en Cd :	65
3.2.1.1.2	Les teneurs en plomb (Pb) :	65
3.2.1.1.3	Les teneurs en arsenic (As) :	66
3.2.1.1.4	Les teneurs en zinc (Zn) :	66
3.2.1.1.5	Les teneurs en cuivre Cu :	66
3.2.1.1.6	Les teneurs en chromes Cr :	67
3.2.1.1.7	Les teneurs en cobalt (Co) :	67
3.2.1.1.8	Les teneurs en baryum (Ba) :	67
3.2.1.2	Relation interelementaires :	67
3.2.1.3	Discussion de l'évaluation de la pollution metaliques et interaction interelementaire:	68
3.2.2	Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs métalliques :	69
3.2.2.1	Corrélations des Éléments Métalliques avec les Variables Physico-chimiques :	69
3.2.2.2	Analyse multivariable entre les paramètre édaphique (Ph-Ch) et la pollution polymétallique (ETMs) en fonction des sites :	71

3.2.2.3	Discussion des interaction entre la pollution polymetalliques et les paramètres edaphiques :.....	72
3.2.3	Évaluation des niveaux de pollution et des risques écologiques liés à la contamination métallique des sols.....	74
3.2.3.1	L'indice de contamination (<i>Cf</i>) :.....	74
3.2.3.2	Evaluation géochimiques et écotoxicologues :.....	74
3.2.3.2.1	Indice du niveau de pollution (<i>PLI</i>) :.....	75
3.2.3.2.2	Facteur de risque écologique (<i>Er</i>) :.....	75
3.2.3.2.3	Facteur de risque écotoxicologiques pour les vers de terre (<i>ERI</i>) :.....	76
3.2.3.3	Discussion :	77
3.2.4	Bioévaluation corporelle des teneurs métalliques :.....	79
3.2.4.1	Les teneurs biologiques :.....	79
3.2.4.1.1	Les niveaux corporels du cadmium (Cd) :.....	79
3.2.4.1.2	Teneurs corporelles du cobalt (Co) :.....	80
3.2.4.1.3	Teneurs corporelles du baryum (Ba) :.....	80
3.2.4.1.4	Les teneurs corporelles du plomb (Pb) :.....	80
3.2.4.1.5	Les teneurs corporelles du chrome (Cr) :.....	80
3.2.4.2	Influence des teneurs métalliques des sols sur les teneurs biologiques :.....	80
3.2.4.3	Influence des propriétés physicochimiques des sols sur les teneurs biologiques.....	82
3.2.4.4	Discussion :	83
3.2.5	Facteur de bioaccumulation (BAF).....	85
3.2.5.1	Les teneurs en ETMs accumulées aux tissus des vers :	85
3.2.5.2	Relation entre les teneurs métalliques accumulées aux tissus des vers de terre et ceux trouvés dans les sols contaminés :	86
3.2.5.3	Discussion :	88
3.2.6	Évaluation du stress oxydatifs chez les vers de terre en milieu naturelle :.....	90
3.2.6.1	Introduction :.....	90
3.2.6.2	Dosage des biomarqueurs de stress chez <i>A. caliginosa</i> en milieu naturelle :.....	91
3.2.6.3	Glutathion (GSH) :.....	92
3.2.6.4	Glutathion S-transférase (GST) :.....	92
3.2.6.5	Malondialdéhyde (MDA) :.....	92
3.2.6.6	Catalase (CAT) :.....	93
3.2.6.7	Superoxyde dismutase (SOD) :.....	93
3.2.6.8	Relation de la contamination métallique et les réponses induit du stress oxydatif : 93	
3.2.7	Classification des Sites par Biosurveillance : Apport des Biomarqueurs de Stress Oxydatif et des Métaux Lourds :.....	96
3.2.8	Discussion :	96
3.3	Résultats du troisième chapitre « étude expérimentale » :.....	101
3.3.1	Étude toxicologiques.....	101
3.3.1.1	Effets des traitements toxicologiques sur La mortalité :	101

3.3.1.2	Effet des traitements toxicologiques sur La Croissance :.....	102
3.3.1.3	Effet des traitements toxicologiques sur L'Evitements :.....	104
3.3.1.4	Discussion du Comportement d'évitement, mortalité et croissance des vers de terre après exposition aux traitements chimiques :.....	105
3.3.2	Stresse enzymatiques :.....	108
3.3.2.1	Effet sur l'activité spécifiques de la glutathion (GSH) :.....	108
3.3.3	Effet sur l'activité spécifiques de la glutathions - S- transférase (GST) :	109
3.3.4	Effet des traitements sur l'activité superoxyde dismutase (SOD) :.....	110
3.3.5	Effet des traitements sur l'activité de la catalase CAT :.....	111
3.3.6	Impact des traitements toxiques sur la peroxydation lipidique et la formation de Malondialdéhyde (MDA) :.....	112
3.3.7	Relation et influence des traitements toxiques sur l'ensemble des paramètre biochimiques et physiologique :.....	113
3.3.8	Discussion de la raiponce des biomarqueurs enzymatique et no enzymatiques :.....	114
4	Conclusion :	117
5	Bibliographie	118
6	Annex	136

Liste des figures

Figure 1 : Carte des sites d'échantillonnage sélectionnés.	5
Figure 2 : Activités humaines exercées sur le site1, à proximité d'une prairie située à Sidi Salem, EL BOUNI.	6
Figure 3 : Activités humaines exercées sur le site2, pépinière située dans la plaine d'AL ASFOUR, TARF.....	6
Figure 4 : Activités humaines exercées sur le site3, jardin domicile El chabia, Annaba.	7
Figure 5 : Schéma illustratif du plan d'échantillonnage stratifier mis en place pour l'étude biologiques des vers de terre.....	11
Figure 6 : Echantillonnage des vers de terre.....	11
Figure 7 : Cétraires d'identification externes des vers de terres	12
Figure 8 : Critères de classification en fonction de catégories écologiques des vers de terre réaliser par (OPVT, 2018).....	13
Figure 9 : Schéma illustratif du plan d'échantillonnage en zigzag mis en place pour l'étude des paramètres édaphique	17
Figure 10 : préparation du sol pour l'étude PH-CH.	17
Figure 11 : Triangle textural américain, système (Soil Survey Division Staff, 1993).	22
Figure 12 : Appareillage utilisées pour l'analyse des ETMs	24
Figure 13 :Photo présentatrice d'espèce sélectionnées pour l'évaluations polymétallique ainsi que leurs incubations au laboratoire (Photo prise par l'auteurs, 2021).	25
Figure 14 : Aporetodea caliginosa (Savigny, 1826) (Photo personnelle)	31
Figure 15 : image de l'insecticide utiliser au teste toxicologiques.....	32
Figure 16 : Image des métaux employés dans le texte toxicologique.	33
Figure 17 : des vers morts après différents traitements toxicologiques de 7j et 14j.....	35
Figure 18 : des changements morphologiques observées chez A. Caliginosa exposée au différentes traitements (photo personnelle)	36
Figure 19 : Photographie du matériel utilisé lors d'un des dosages des biomarqueurs de stress, notamment le dosage des protéines.	36
Figure 20 : Une photographie illustrant des tubes à essai présentant le résultat visuel d'une série d'étalonnage standard (BSA) utilisée pour le dosage des protéines. (Photographie personnelle)	37
Figure 21 : présente une photographie illustrant des tubes à essai renfermant le résultat visuel de la condensation entre l'MDA et le TBA. (Photo personnelle).....	39
Figure 22 : Abondance relative (%) des espèces de vers de terre en fonction du niveau anthropique dans les 4 sites échantillonnées	47
Figure 23 : Diagramme des moyennes estimées des paramètre édaphiques en fonction des sites.....	53
Figure 24 : Diagramme d'ordination basé sur l'ACC de l'abondance des espèces de lombrics et des paramètres édaphiques.	61
Figure 25 : répartitions des moyennes pour les teneurs métalliques (ETM) en fonctions des sites échantillonnée.....	65
Figure 26 : Projection d'Analyse en Composante Principales (ACP) pour l'ensembles des variables édaphiques, teneurs élémentaires des ETMs en fonction des sites de la région d'ANNABA.	71
Figure 27 : Biplots pour l'ensemble des variables édaphiques, teneurs élémentaires des ETMs en fonction des sites de la régions d'ANNABA.	72
Figure 28 : Diagramme des moyennes du potentiel d'impact (PLI) en fonction des sites.	75
Figure 29 : Diagramme des moyennes du risque écologiques (Er) en fonction des sites.	76
Figure 30 : Diagramme des moyennes du risque écotoxicologiques (ERI) en fonction des sites.....	76
Figure 31 :distribution des teneurs métalliques des vers de terre en fonction des sites étudiées.	79
Figure 32 : une analyse en composante principale (ACP) entre les teneurs métalliques chez les vers de terre (VETM) et les teneurs métalliques du sol (ETM).	81
Figure 33 :diagrammes des moyennes pour les teneurs métalliques accumulées dans les tissus d'A. caliginosa.....	85
Figure 34 : biplot d'une analyse en composante principale entre les facteurs de bioaccumulation (BAF)	

et les teneurs métalliques des ETMs des sols en fonctions des sites.....	87
Figure 35: Moyennes des Paramètres de stress Oxydatif (GSH, GST, MDA, CAT, SOD) en fonction des quatre sites.....	91
Figure 36 : diagramme de corrélation de Spearman entre la pollution métalliques et l'induction du stress oxydatifs en milieu naturel chez <i>A. caliginosa</i>	94
Figure 37 : l'analyse en composante principale (ACP) avec son bipolot pour l'ensemble des variable ETM et biomarqueurs du stress oxydatifs en fonction des sites.....	95
Figure 38 dendrogramme hiérarchique (CAH) classifiant les sites en fonction d'Apport des Biomarqueurs de Stress Oxydatif et des Métaux Lourds.....	96
Figure 39 : diagramme de synthèse des moyenne estimées pour les variations de Mortalité estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j.....	102
Figure 40 : diagramme de synthèse des moyenne estimées pour les variations de la croissance estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j.	103
Figure 41 diagramme de synthèse des moyenne estimées pour les variations d'évitements estimée en (%).....	105
Figure 46 : diagramme en bipolot pour l'ensemble des variables les différentes traitements et biomarqueurs du stress oxydatifs en fonction des temps et dose.	113

La liste des tableaux

Tableau 1: Caractérisation et évaluation du niveau de perturbation anthropique pour chaque site échantillonné dans la région d'Annaba.	8
Tableau 2: Marge d'évaluation du (pH) du sol selon (<i>Soil Survey Division, 1993</i>)	18
Tableau 3: Marge d'évaluation du (CE) du sol selon (<i>Soil Survey Division Staff, 1993</i>)	18
Tableau 4: Marge d'évaluation du (CEC) du sol selon (<i>Baize, 2000</i>).....	18
Tableau 5: Marge d'évaluation du (Mo) sols selon (<i>Soltner, 1992</i>)	20
Tableau 6: Marge d'évaluation du (N) sols selon (<i>Soltner, 1992</i>).....	20
Tableau 7: Marge d'évaluation du (CT) sols selon (<i>Baize, 1989</i>).....	20
Tableau 8: Marge d'évaluation du (P) sols selon (<i>CRAAQ, 2003</i>)	21
Tableau 9: limites des teneurs en ETMs dans les sols non-pollués (<i>Cref</i>) selon <i>Kabata-Pendias (2001)</i>	26
Tableau 10: Facteur de toxicité propre à chaque éléments métalliques (<i>Tri</i>), selon (<i>Hakanson, 1980</i>).	27
Tableau 11: les valeurs de référence ecotoxicologiques pour les invertébrés (<i>VR</i>), selon (CEAEQ, 2012).....	27
Tableau 13 : les constituants du sol artificiel	33
Tableau 14: condition d'acclimations expérimental	33
Tableau 15: Tableau récapitulatifs pour les espèces enregistrées dans notre étude pour la région d'ANNABA.	42
Tableau 16: Variation inter-site des espèces resseencés dans la région d'Annaba. [<i>individus (ND).m²</i>], avec leurs l'abondance relative des espèces (<i>AD</i>).	45
Tableau 17: Variation inter-sites de l'abondance des espèces [<i>individus (ND).m²</i>], biomasse fraîche [<i>g.m²</i>], abondance relative des espèces (<i>AD</i>) et paramètres de diversité pour la composition des vers de terre dans la région d'ANNABA.	47
Tableau 18: Impact de l'activité anthropique (<i>ADL</i>) sur l'ensemble des paramètres biologiques et édaphiques.	49
Tableau 19: variation des paramètres PH-CH des échantillons de sole prélevés dans les quatre sites de la région d'ANNABA.	53
Tableau 20: Corrélation de Spearman entre les paramètres PH-CH, sur les paramètres biologiques et les paramètre de la Diversité.	58
Tableau 21: Valeurs des teneurs métalliques en fonctions des sites d'échantillonnage (moyenne ± ectype).....	64
Tableau 22: comparaisons entres les teneurs métalliques des sites échantillonnée et d'autres études régionales et globales.	65
Tableau 23: Corrélation Spearman entre les teneurs métalliques (ETM) pour la région d'étude ANNABA.....	68
Tableau 24: Corelation de Spearman entre les paramètres du sol (PH-CH) et la pollution métalliques (ETMs)	70
Tableau 25: Moyennes des Cf en fonction des sites étudiées selon la classification de <i>Kabata-Pendias (2001)</i>	74
Tableau 26: Moyennes des ERI, PLI, ER en fonction des sites étudiées.....	75
Tableau 27: les teneurs élémentaires des VETMs dans les tissus de <i>Aporrectodea caliginosa</i>	79
Tableau 28: Matrice de corrélation entre les teneurs métalliques des vers de terre (VETM) et les teneurs métalliques des sols (ETM) étudié.....	81
Tableau 29: matrice de corrélation entre les teneurs biologiques et propriétés physicochimiques des sols.....	82
Tableau 30: les moyennes des teneurs accumuler aux tissus des vers de terre (<i>A. caliginosa</i>) en fonction des sites.	85
Tableau 31: corrélation de Pearson entre les teneurs métalliques accumuler aux tissus des vers de terre et ceux trouver dans les sols contaminés.....	86
Tableau 32 Moyennes, Écart-Types et différences Statistiques des Paramètres de Stress Oxydatif (GSH, GST, MDA, CAT, SOD, GPx) selon les Quatre Sites (Test de Kruskal-Wallis, p < 0,05)	92

Tableau 33: les variations de Mortalité estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j.....	101
Tableau 34 : les variations de la croissance estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j.....	103
Tableau 35 : les variations d'évitements estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j.....	104

Liste des abréviations

ADEME	Agence de la Transition Écologique
ADL	Niveau de perturbation anthropique
F1 et F2	Axes principaux de l'ACP (exprimant la variance)
ROS	Espèces Réactives de l'Oxygène
2,4D	Le 2,4-dichlorophénoacétiques
CdCL	Chlorure de cadmium
ETM	Élément-trace métallique
Cd	Cadmium
Cu	Cuivre
Cr	Chrome
NI	Nickel
PB	Plomb
Si	Silicium
Fe	Fer
Ca	Calcium
Ba	Baryum
S	Soufre
Mn	Manganèse
P	Phosphore
Ti	Thallium
K	Potassium
Mg	<i>Magnésium</i>
Na	Sodium
Al	Aluminium
Co	Cobalt
Zn	Zinc
pH	Potentiel hydrogène
ADN	L'acide désoxyribonucléique
Kg	Kilogramme
G	Gramme
mm	Millimètre
Mg	Milligramme
Baf (ETM)	Concentrations du métal accumuler
V (ETMs)	Teneurs corporelles en ETM chez l'espèce
CAT	Catalase
SOD	Superoxyde dismutase
GST	Glutathion S-transférase
GSH	Glutathion réduit

MDA	Malondialdéhyde
e.i	points d'échantillonnage
Ph-ch	Paramètres physico-chimique
ACP	Analyse en Composantes Principales

1 Introduction générale

Le sol est un élément essentiel de l'écosystème et de l'agriculture, constituant la base de toute fertilité et de la sécurité alimentaire. Cependant, il demeure aujourd'hui l'un des milieux les plus vulnérables à la pollution terrestre. Actuellement, on observe une augmentation progressive des préoccupations concernant la pollution des sols, qui affecte les écosystèmes dans le monde entier. Cette pollution est causée par les activités anthropiques (**Zhang et al., 2017 ; Rai et al., 2019 ; Yang et al., 2023**).

De plus, la qualité des sols dans les pays en développement est devenue l'un des problèmes environnementaux les plus graves (**Okolo et al., 2020 ; Richardson et al., 2020**), en raison notamment de l'industrialisation rapide et de l'urbanisation non planifiée (**Bryan et al., 2018 ; Ma et al., 2023 ; Montràs-Janer et al., 2024 ; Huang et al., 2024**), entraînant l'accumulation directe de produits chimiques nocifs – notamment les pesticides, les métaux lourds et les engrais – ainsi que le déversement d'hydrocarbures et d'engrais chimiques dans les eaux souterraines (**Kong et al., 2021 ; Yaashikaa et Kumar, 2022 ; Yang et al., 2023**).

D'autres pratiques agricoles, comme l'irrigation avec des eaux usées, contribuent également à la contamination des sols en relâchant des composés organiques et inorganiques persistants, altérant la qualité physico-chimique des sols et générant des risques pour les cultures et les chaînes alimentaires (**Wang et al., 2012 ; Herrero-Hernández et al., 2020 ; Zeyad et al., 2022**).

Depuis plus de 40 ans, les pesticides organophosphorés sont utilisés en agriculture pour protéger les cultures. Leurs résidus sont fréquemment détectés dans les sols. Cette situation constitue une menace sérieuse pour la fertilité des sols, car elle détériore leurs propriétés favorables et affecte les ressources en eaux souterraines. Cela augmente ainsi les risques pour les chaînes alimentaires, la santé humaine et les écosystèmes (**Das et al., 2007 ; Argentin et al., 2015 ; Yang et al., 2023**).

Les métaux lourds, bien que naturellement présents à de faibles concentrations, atteignent aujourd'hui des niveaux préoccupants en raison des activités humaines telles que l'exploitation minière, l'industrie, ou le développement des infrastructures routières (**Peng et al., 2004 ; Tijani et al., 2006 ; Richardson et al., 2020**). En tant qu'éléments toxiques, l'augmentation des concentrations de Cd, Pb et d'autres métaux dans les plantes et organismes représente une menace pour les chaînes alimentaires (**Adriano et al., 2001 ; Kabata-Pendias et Mukherjee, 2007 ; Richardson et al., 2020**). En milieu urbain, la pollution diffuse est aggravée par ces facteurs, rendant la gestion de la qualité des sols cruciale pour la sécurité alimentaire et sanitaire (**Wang et al., 2012**).

Les mélanges toxiques issus de ces diverses activités anthropiques forment des "cocktails" invasifs, absorbés par les plantes et entraînant une bioaccumulation potentiellement toxique pour les êtres vivants, y compris les humains (Duke, 2018 ; Onwona-Kwakye et al., 2020 ; Zeyad et al., 2022). Ces contaminants provoquent des effets génétiques néfastes et des perturbations endocriniennes (Zhang et al., 2017 ; Du et al., 2020). Ils menacent aussi la biodiversité des sols, notamment les vers de terre, acteurs essentiels de la fertilité (Zwolak et al., 2019 ; Alengebawy et al., 2021). Ce phénomène de toxicité combinée, également appelé effet cocktail, est devenu un enjeu majeur dans les avis et rapports scientifiques, comme l'indiquent les agences de régulation (EFSA, 2013).

Dans la région d'Annaba, en Algérie, les sols subissent une exposition continue due aux activités industrielles et agricoles, notamment l'usage de pesticides et l'accumulation de métaux lourds, représentant une menace pour la faune édaphique. La biosurveillance des effets combinés des contaminants est donc cruciale pour évaluer la qualité des sols, élément clé pour la durabilité des écosystèmes. Toutefois, très peu d'études ont été menées à l'échelle mondiale sur l'identification des indicateurs pertinents (Nuria et al., 2011 ; Bai et al., 2018 ; Sintim et al., 2019 ; Mamabolo et al., 2024).

Le stress oxydatif, lié à une surproduction d'espèces réactives de l'oxygène, est un mécanisme central dans l'évaluation de l'impact des contaminants organiques. Les biomarqueurs tels que la catalase (CAT), la superoxyde dismutase (SOD) ou le malondialdéhyde (MDA) sont utilisés pour mesurer les dommages non visibles causés par les polluants chimiques (Vasiliou et al., 2000 ; Espín et al., 2014).

Selon l'Agence de la transition écologique (ADEME) (Bispo et al., 2009), l'utilisation des vers de terre comme bioindicateurs est recommandée pour évaluer la qualité des sols, en raison de leur rôle dans l'aération et la décomposition de la matière organique (Paoletti, 1999 ; Tondoh et al., 2007 ; Pérès et al., 2006 ; Pérès et al., 2011). En tant qu'"ingénieurs de l'écosystème", capables d'accumuler et de dégrader des contaminants, les vers de terre sont de bons indicateurs de la pollution des sols (Nahmani et al., 2007 ; Vijver et al., 2003 ; Richardson et al., 2020). Toutefois, on se demande si les propriétés du sol modulent ou non cette bioaccumulation. Les méthodes actuelles, comme le calcul du facteur de bioaccumulation (BAF), restent parfois peu sensibles pour établir la relation entre les concentrations de métaux dans le sol et dans les tissus des vers (Dai et al., 2004 ; Karaca et al., 2010 ; Richardson et al., 2020).

Enfin, bien que les relations exposition-effet soient cruciales pour évaluer la toxicité, elles se basent surtout sur des substances uniques. Peu de modèles ont été validés en conditions naturelles pour des mélanges complexes (Proctor et al., 2017 ; Li et al., 2020), ce qui justifie une approche simplifiée

mais robuste. De nouvelles études examinent comment la spéciation métallique ou les interactions biologiques influencent la biodisponibilité des contaminants (Nys et al., 2017 ; Li et al., 2020). Ces modèles, fondés sur la concentration tissulaire ou la spéciation, se révèlent plus prédictifs que ceux basés uniquement sur les concentrations environnementales (Traudt et al., 2017 ; Gopalapillai et al., 2017 ; Li et al., 2020).

L'objectif de cette étude est d'adopter une approche multidimensionnelle pour évaluer les effets des contaminants sur les vers de terre et analyser comment les activités anthropiques influencent les propriétés des sols ainsi que la distribution des populations lombriciennes.

Phase 1 – Étude de terrain : une évaluation environnementale a été menée afin d'inventorier les espèces de vers de terre et d'analyser les propriétés physico-chimiques des sols, selon un gradient d'activités humaines (labour, irrigation, pesticides, rotation culturale, proximité urbaine ou industrielle) dans la région d'Annaba.

Phase 2 – évaluation polymétalliques : l'espèce *Aporrectodea caliginosa* a été collectée dans différents sites (faiblement à fortement impactés) pour comparer les réponses biologiques d'individus exposés ou non à la pollution métallique, à travers des biomarqueurs de stress oxydatif (GST, GSH, MDA, CAT, SOD).

Phase 3 – Étude in vivo : une expérimentation en laboratoire a été réalisée pour évaluer la toxicité combinée du cadmium ($CdCl_2$), de l'herbicide 2,4-D, ainsi que leur mixture, sur 7 et 14 jours. Les mêmes biomarqueurs ont été mesurés pour caractériser la réponse biologique au « cocktail toxique ».

Cette approche tripartite permet d'associer une évaluation écologique à des marqueurs biologiques intégrés, afin de mieux cerner les effets cumulatifs des polluants sur la santé des vers de terre. Elle peut également contribuer à une meilleure compréhension des mécanismes d'impact à long terme dans les milieux naturels.

2 Matériel et méthodes

2.1 Chapitre I : Évaluation de la diversité lombriciennes en guise d'activité anthropogéniques

2.1.1 Régions étudiées :

L'étude s'est déroulée dans la région d'Annaba, au nord-est de l'Algérie, géographiquement délimitée au nord par la mer Méditerranée, à l'est par la wilaya d'El Tarf, au sud par la wilaya de Guelma et à l'ouest par la wilaya de Skikda.

La nature de son climat provençal subhumide se distingue par des saisons estivales chaudes et sèches, avec des précipitations modérées suivies d'hivers doux et pluvieux, associés à des précipitations abondantes. Et qui nourrit une diversité de végétation telle que les maquis méditerranéens, les garrigues, les forêts de chênes et les plaines de culture agricole qui immergent les zones urbaines, ainsi qu'aux périphéries de la région.

2.1.2 Sites d'échantillonnage :

Quatre sites distincts ont été soigneusement choisis pour examiner les différentes particularités environnementales de la région afin d'étudier l'influence de diverses activités productives sur le comportement des vers (**fig. 1**) :

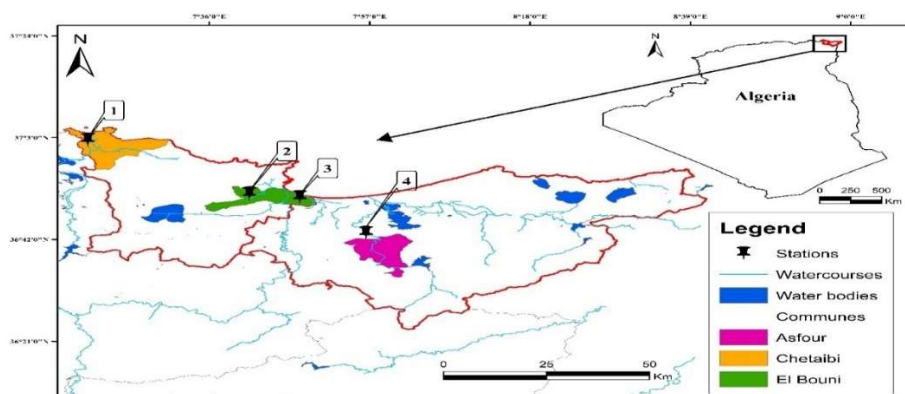


Figure 1 : Carte des sites d'échantillonnage sélectionnés.

Sidi Salem (site1) (36°50'46.0"N 7°47'50.9"E) :(Fig.2)

Localisé dans la commune d'El Bouni, il est situé à environ 13 km d'Annaba. Historiquement consacré à la culture céréalière et au pâturage, le sol de ce site a subi des modifications au fil du temps.



Figure 2: Activités humaines exercées sur le site1, à proximité d'une prairie située à Sidi Salem, EL BOUNI.

(Photo prise par l'auteur, 2019)

Asfour (site2) (36°43'21.7"N 7°56'30.4"E) :(Fig.3)

Localisée dans la commune d'El Tarf, cette pépinière spécialisée dans l'arboriculture, à environ 23 km d'Annaba, présente une gamme variée d'arbres fruitiers prospères grâce à un système d'irrigation régulier.



Figure 3: Activités humaines exercées sur le site2, pépinière située dans la plaine d'AL ASFOUR, TARF

(Photo prise par l'auteur, 2019)

El Chabia (site3) (36°51'28.9"N 7°41'14.6"E) : (Fig.4)

La commune d'El Bouni, c'est un jardin domicile riche en éléments nutritifs situé à seulement 6 km d'Annaba. Ce jardin, au cœur d'activités urbaines, cultive des légumes différents et des arbres fruitiers.



Figure 4 : Activités humaines exercées sur le site3, jardin domicile El chabia, Annaba.

Zgaa (site4) (37°02'33.1"N 7°20'05.4"E) : (Fig.5)

Localisé dans la commune de Chetaibi, c'est un jardin de légumes biologiques niché dans une région fertile. À environ 63 km d'Annaba, ce site est irrigué par une source d'eau naturelle. Ces pratiques agricoles préservent l'écosystème en évitant l'utilisation de produits chimiques et en s'appuyant sur des fertilisants organiques



Figure 5 : Activités humaines exercées sur le Site 4, Une campagne située à Zgaa, Chetaibi (Photo prise par l'auteurs ; 2019)

En ce qui concerne ces sites aux usages variés, cette étude vise à comprendre les impacts des pratiques agricoles et des conditions environnementales sur la biodiversité locale ainsi que les propriétés PH-CH du sol dans la région d'Annaba.

2.1.3 Évaluation empirique des différents agroécosystèmes en utilisant l'estimateur ADL :

La méthode de (Sarandón, 1998) a été choisie pour offrir une évaluation numérique de l'utilisation des sols et de leurs répercussions sur les paramètres édaphiques et biotiques, en adoptant une approche

empirique (le score ADL) pour caractériser les différents types d'occupation du sol et les pratiques de gestion associées.

Le score ADL (niveau de perturbation anthropique) est une mesure basée sur plusieurs facteurs combinés dans le but de l'évaluation globale de l'impact des activités humaines exercées sur les systèmes agricoles. Cette méthode prend en compte plusieurs aspects d'utilisations et de gestions des terres et de l'élevage dans ces systèmes.

Les indicateurs proposés prennent en compte plusieurs aspects :

1. **Type de couverture terrestre (I1)** : indiquant si la couverture du sol est naturelle ou bien cultivée.
2. **Type d'utilisation des terres (I2)** : évalue le type d'activité productive en cours sur la terre.
3. **Historique du labourage du sol (I3)** : prendre en considération le type ainsi que la fréquence du labourage.
4. **Diversités des cultures et rotations au fil du temps (I4)** : c'est l'examinations de la diversité des cultures cultivées ainsi que des pratiques de rotations employées.
5. **Engrais et pesticides (I5)** : utilisation d'engrais et de pesticides (fréquence et doses).

Chacun de ces indicateurs spécifiques (**I1, I2, I3, I4, I5**) est subdivisé en différentes classifications et, pour chacune d'entre elles, des scores de perturbation empirique sont attribués. Ces scores mesurent l'effet de chaque pratique de gestion sur le système de production (ou l'agroécosystème). (**annexe 1, tableau 1**).

Une fois que tous les indicateurs sont évalués, le score de la perturbation globale (ADL) est calculé en faisant la moyenne des scores des indicateurs spécifiques :

$$ADL = \frac{(I1 + I2 + I3 + I4 + I5)}{5}$$

Tableau 1: Caractérisation et évaluation du niveau de perturbation anthropique pour chaque site échantillonné dans la région d'Annaba.

Échantillons	Coordonnées géographiques	conditions enquêtées/enregistrées dans chaque indicateur spécifique	Score ADL (sans dimension)	Niveau ADL
SITE 1	36°50'46.0"N 7°47'50.9"E	I1 : Couverture minimale du sol par les champs de culture	ADL = $(4 + 3 + 3 + 3.5 + 3) / 5 = 3.3$	ADL Moyen
		I2 : Activités agricoles et élevage pendant 7 ans		
		I3 : Labourage du sol (7 ans)		
		I4 : Champs de blé avec rotation		
		I5 : Utilisation d'engrais chimiques avec dose recommandée et de pesticides avec dose recommandée		
SITE 2	36°43'21.7"N 7°56'30.4"E	I1 : Couverture du sol avec végétation plantée (pâturages)	ADL = $(3 + 4.5 + 4.5 + 3.5 + 4.5) / 5 = 4$	ADL élevé
		I2 : Agriculture pendant 30 ans		
		I3 : Labourage minimum du sol pendant moins de 25 ans et labourage moyen du sol Pendant 30 ans		
		I4 : Une seul culture sans rotation		
		I5 : Utilisation d'engrais chimiques avec dose recommandée et de pesticides avec dose recommandée		
SITE 3	36°51'28.9"N 7°41'14.6"E	I1 : Couverture du sol avec une végétation plantée (potager)	ADL = $(3 + 2.5 + 0.5 + 1 + 1) / 5 = 1.6$	ADL faible
		I2 : Horticulture familiale depuis 25 ans		
		I3 : Pas de labourage du sol pendant 5 ans		
		I4 : Arboriculture		
		I5 : Engrais		
SITE 4	37°02'33.1"N 7°20'05.4"E	I1 : Un potager dans une forêt pour des cycles, et peu de végétation a été affectée	ADL = $(1 + 2.5 + 1 + 1 + 1) / 5 = 1.3$	ADL faible
		I2 : Horticulture familiale		
		I3 : Pas de labourage du sol pendant moins de 5 ans		
		I4 : Polyculture avec rotation		
		I5 : Engrais naturel des bétails		

Ce modèle intègre des données relatives aux caractéristiques du sol, aux populations de vers de terre et aux pratiques de gestion agricole et d'utilisation des terres. Cette approche permet d'obtenir une vue d'ensemble de la perturbation globale engendrée par les pratiques de gestion, de surveiller la santé des agroécosystèmes et de faciliter la prise de décisions éclairées en vue d'améliorations durables, tout en étant adaptable à diverses régions du monde en fonction des données locales (Masin et al., 2020).

Pour voir le tableau illustratif du monitoring ainsi que d'autres détails de la méthode, on vous propose de voir Masin et al. (2020)

2.1.4 Méthode d'échantillonnage :

2.1.4.1 Plans d'échantillonnages :

Dans le cadre de notre étude sur les comportements des vers de terre en réponse à leur environnement, nous avons opté pour une approche d'échantillonnage composée de deux plans distincts :

En **premier lieu**, l'échantillonnage s'est étalé sur une période de trois mois, englobant novembre 2020, décembre 2020 et janvier 2021, une période propice à la présence accrue des vers de terre en raison des conditions abiotiques favorables telles que l'humidité et les précipitations. Le but est de réaliser un inventaire et une étude de monitorings sur le comportement des lombrics. Cette méthodologie d'échantillonnage nous a permis de recueillir des données robustes sur la biodiversité des vers de terre dans différentes conditions environnementales, offrant ainsi des perspectives enrichissantes pour notre étude.

Comme **deuxième étape**, l'échantillonnage s'est déroulé en janvier 2021 sur le quatrième site, Chetaibi, désigné comme site de référence pour les travaux in vivo. Une collecte aléatoire a été effectuée sur des espèces spécifiques représentatives de la zone d'étude. De plus, une collecte sélective de la même espèce a été réalisée sur les autres sites, avec un échantillonnage supplémentaire de sole (1kg) destiné aux dosages des éléments traces métalliques (ETM) et des pesticides, ainsi qu'à d'autres évaluations pédologiques.

2.1.4.2 Prélèvement des vers de terre :

Pour la collecte des vers de terre, nous avons utilisé des pelles, suivies d'un triage manuel sur place à une profondeur de 30 cm, incluant le comptage et la classification morphologique pour évaluer la biodiversité (abondance et biomasse), en suivant les méthodes de **Bouché (1972)** et **Bazri (2013)**. (**Fig. 6**).

Nous avons sélectionné quatre parcelles distinctes, chacune couvrant une superficie de 100 m², réparties sur les quatre sites d'étude. Chaque parcelle a été subdivisée en huit points d'échantillonnage (e.i.), sélectionnés de manière stratifiée (fig. 5), avec une zone de prélèvement de 1 m² pour chaque point. Chaque point d'échantillonnage a été échantillonné trois fois, donnant lieu à un total de 192 échantillons (soit 4 sites x 8 points d'échantillonnage x 3 répétitions x 3 mois), avec 64 échantillons par site. **Bazri et al. (2013)**.

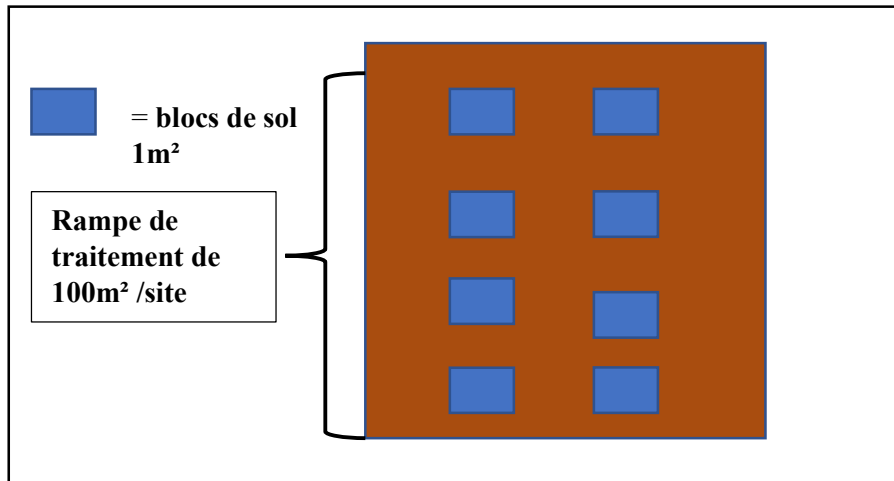


Figure 5: Schéma illustratif du plan d'échantillonnage stratifié mis en place pour l'étude biologique des vers de terre (Réalisé par l'auteur).

Les spécimens de vers de terre ainsi collectés ont été transportés au laboratoire, accompagnés d'une quantité de sol, dans des boîtes en plastique munies de couvercles perforés. Chaque échantillon a été étiqueté en fonction du point d'échantillonnage d'origine, puis pesé et photographié. Par la suite, les vers de terre ont été préservés dans de l'éthanol à 75 % à une température de 4 °C en vue de leur identification ultérieure.

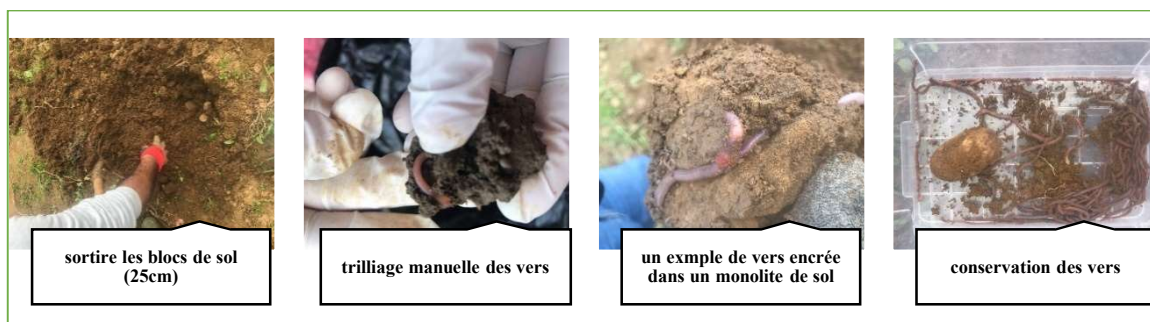


Figure 6: Echantillonnage des vers de terre

2.1.5 Identification et classification des vers de terre :

Pour approfondir l'analyse de la biodiversité, une démarche minutieuse d'identification et de classification a été entreprise. Seuls les individus adultes portant un clitellum ont été considérés pour l'identification. Les échantillons préservés ont été transportés jusqu'au laboratoire d'écologie « faculté des sciences de la nature et de la vie de l'université des Frères Mentouri Constantine ». L'identification s'est effectuée au moyen d'un microscope binoculaire, en se basant sur les clés taxonomiques établies par Alvarez (1971) et Bouché (1972) (fig. 7), en particulier les travaux spécifiques relatifs au nord de l'Afrique.

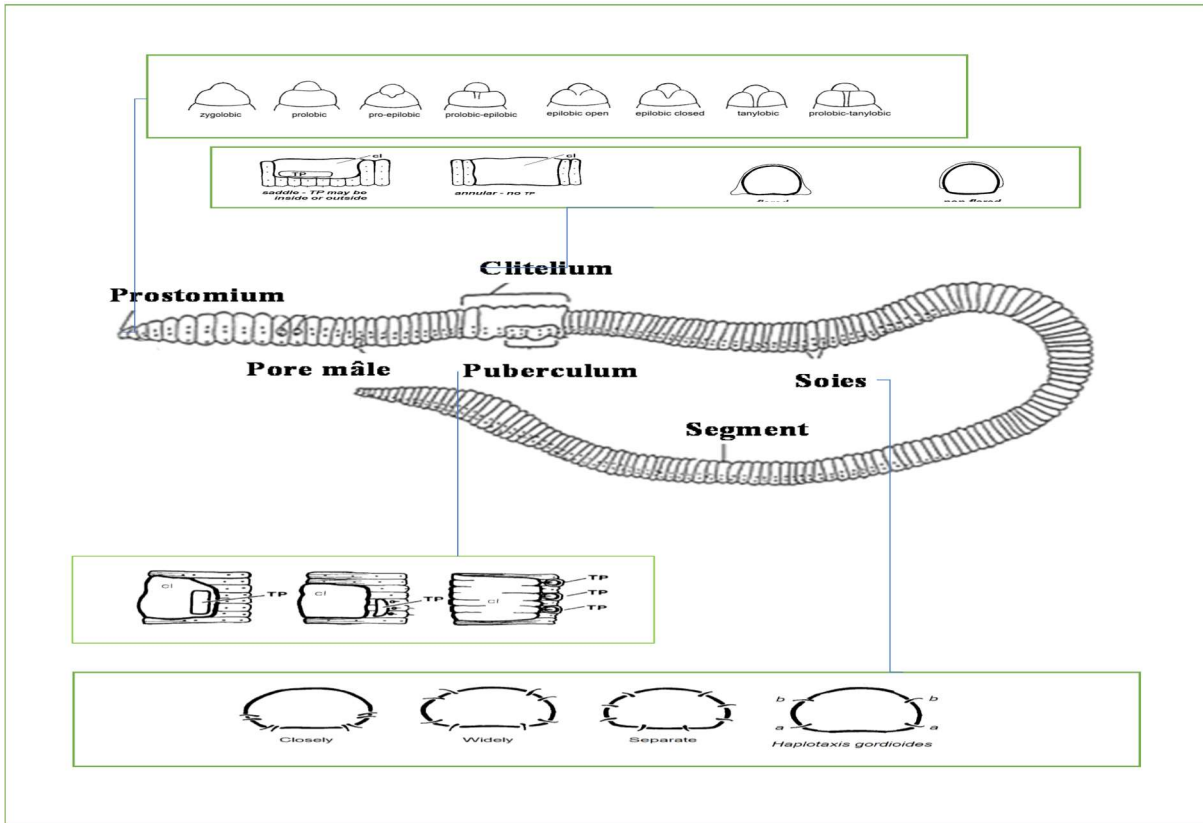


Figure 7: Cétraire d'identification externe des vers de terre

(Alvarez (1971) ; Bouché (1972) ; Reynolds (2018)).

On a ensuite classé les résultats obtenus en fonction des trois catégories écologiques (fig. 8) définies par **Bouché (1977)** :

Les petites espèces sont les **épigées** dont la couleur de corps est uniforme, généralement faiblement pigmentée, avec des variations possibles entre le rose, le gris clair et le vert. Leur taille est dans l'intervalle de 3 à 16 cm. Leurs couleurs sont caractérisées par une dépigmentation apparente le long de leurs corps qui est souvent liée à leurs comportements dans un écosystème particulier. Elles se nourrissent de litières présentes en surface. Leur activité est la décomposition de la matière organique et la fertilité du sol en termes de nutriments.

Les endogènes vivent principalement dans les couches profondes du sol, creusent des galeries et se nourrissent de la matière organique présente dans le sol, telle que les feuilles en décomposition. Leur durée de vie moyenne et leur capacité à entrer en diapause en cas de sécheresse contribuent à leur survie dans des conditions environnementales variées.

Quant aux **anéciques**, ils représentent les individus de grande taille, sont identifiés par leur stature imposante et une pigmentation allant du rouge au noir, avec un clitellum assorti. Peut mesurer de 1 à

5 cm, voire jusqu'à 100 cm. Leur mode de vie mixte les conduit à creuser des galeries verticales dans le sol. Ils jouent un rôle crucial dans la structuration du sol et la circulation des nutriments en se nourrissant à la fois de matière organique en décomposition et de particules de sol.

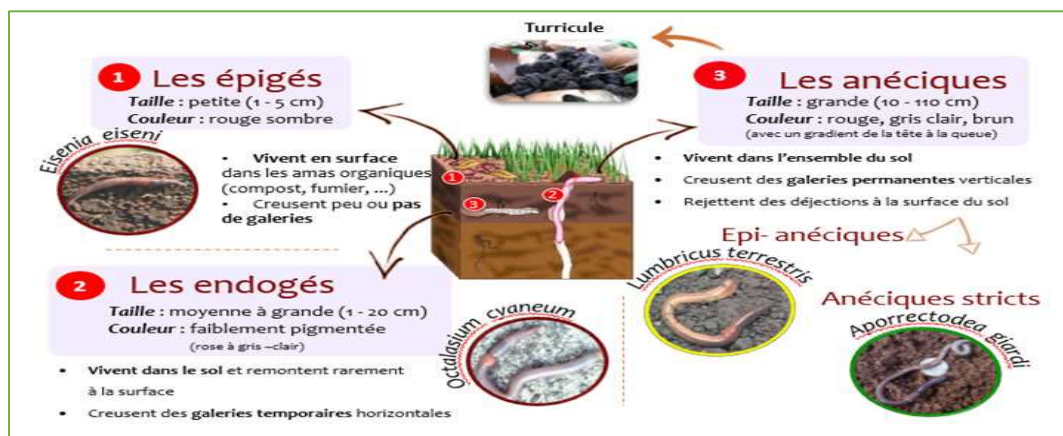


Figure 8: Critères de classification en fonction de catégories écologiques des vers de terre réalisés par (OPVT, 2018)

2.1.6 Révision des Caractéristiques Biologiques :

Pour investiguer les paramètres biotiques, notamment l'abondance et la biomasse des vers de terre. Suite à la collecte sur le terrain, les spécimens récoltés ont été triés et comptés in situ pour chaque carré d'échantillonnage. Des données de taille et de poids ont été relevées, ensuite rapportées à une surface standard de 1 m². En utilisant les lois suivantes :

2.1.6.1 L'abondance totale :

L'abondance totale est le nombre d'individus (vers de terre) récoltés dans chaque site. Qui est son relative au nombre total des vers récoltés pour chaque catégorie d'âge (adulte, subadulte, juvénile) et chaque taxon, par point d'échantillonnage (e.i). Exprimée en (N/m²), **El-Okki (2014)**.

Sous la formule suivante :

$$\text{Abondance}_{\text{tot}} = \sum_{i=1}^n A_i$$

Où :

- **Abondance_{tot}** : est l'abondance totale.
- **A_i** : est l'abondance de chaque taxon ou catégorie écologique.
- **n** : est le nombre total des taxons ou catégories écologiques.

Pour l'abondance spécifique au bien relative, exprimée en (N/m^2), nous avons utilisé la même formule, prenant en considération uniquement les individus d'une espèce particulière dans chaque site :

$$A_{TOT} = A_{\text{espèce}}$$

Où :

- A_{TOT} : l'abondance relative pour une espèce donnée.
- $A_{\text{espèce}}$: l'abondance d'espèce i dans chaque site

2.1.6.2 Biomasse :

Le poids des vers de terre frais a été mesuré pour déterminer la biomasse, exprimée en (g/m^2), pour chaque site de prélèvement. (El-Okki, 2016).

Pour calculer la biomasse, nous avons utilisé la formule suivante

$$B = \sum_{i=1}^n B_i$$

Où :

- B : la biomasse totale.
- B_i : la biomasse de chaque individu ou classe d'âge.
- n : le nombre total d'individus ou de classes d'âge.

2.1.6.3 La Dominance :

L'abondance relative d'une espèce i sur l'abondance totale des individus est exprimée en (%) La dominance correspond aux espèces qui ont le grand pourcentage dans l'ensemble de la population. (El-Okki, 2016) est calculé comme suit :

$$AD_i = \frac{n_i}{N} \times 100$$

Où :

- n_i : est l'abondance d'une espèce Dans un site x .
- N : est l'abondance totales de toutes les espèces dans un site x .

2.1.7 Diversité :

Quant à l'analyse de la diversité des vers de terre, elle s'est articulée autour de trois indices, qui permettent une analyse approfondie de la composition du peuplement de vers de terre dans la région d'étude, offrant ainsi une compréhension plus complète de sa structure. Ces indices comprennent :

2.1.7.1 La richesse totale des espèces (S) :

Quantifier le nombre global d'espèces présentes dans chaque site (El-Okki, 2016).

2.1.7.2 L'indice de diversité de Shannon de Weaver (H') : (El-Okki, 2016)

L'indice H' **Shannon (1948)** est un outil largement utilisé pour évaluer la diversité spécifique d'un échantillon, en fournissant un éclairage plus approfondi sur la distribution et l'abondance relative des espèces. Cette mesure prend en considération à la fois le nombre d'espèces présents (S) et leur abondance relative (*A tot*) dans l'échantillon. Calculé comme suit :

$$H' = - \sum (p_i \ln p_i)$$

Où :

(*p_i*) correspond à la proportion d'abondance ou au pourcentage d'importance de chaque espèce dans l'échantillon ;

$$p_i = n_i/N$$

n_i = nombre d'individus d'une espèce donnée.

N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

Sa valeur est comprise entre 0 et 1. Plus la valeur est proche de 1, plus l'abondance de population est équilibrée dans leurs écosystèmes, et inversement s'il se rapproche de 0. Ou l'abondance de la population serait désignée comme déséquilibrée, reflétant à ce fait la présence d'une perturbation exogène. **Legendre et Legendre (2012).**

2.1.7.3 L'indice de régularité des espèces de Pielou (J) :

L'indice d'équitabilité est appliqué pour expliquer si la répartition individuelle des espèces est équilibrée ou bien si une prédominance est définie. (Piélu, 1966).

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Où :

$$H'_{\max} = \log S$$

Le principe L'indice **J** est de comparer l'indice de Shannon observé (**H'**) à son maximum possible (**H'**_{max}).

Les valeurs de cet indice Selon **Legendre et Legendre (2012)**. Varie de 0 et 1, plus cela tend vers 1 plus la répartition individuelle des espèces est homogène ce qui signifie que chaque espèce participe de façons semblables aux autres espèces à la diversité des écosystèmes et le contraire si la valeur tend vers le 0.

L'ensemble de ces approches méthodologiques depuis l'identification et au calcul des indices, nous ont permis d'avoir une illustration explicative de la diversité lombricienne dans leurs comportements étudiés.

2.1.8 Etude des paramètres édaphiques :

2.1.8.1 Préparations des échantillons :

Pour une analyse approfondie, un plan d'échantillonnage a été conçu pour le sol, sous la forme d'un parcours en zigzag, dans le but de représenter de manière exhaustive les champs et d'obtenir des données significatives pour chaque site. L'échantillonnage a été réalisé en janvier 2021, simultanément avec la collecte des vers de terre. À l'aide d'une pelle (fig. 9), six points d'échantillonnage ont été choisis de manière aléatoire pour chaque parcelle. Des échantillons de sol ont été prélevés à une profondeur de 30 cm, une zone où la plupart des racines et des éléments nutritifs se trouvent concentrés. L'ensemble des sous-échantillons a été homogénéisé, puis divisé en deux parties distinctes. Une portion de 1 kg a été séchée à l'air libre (**fig. 10**), tamisée à 0,2 mm et conservée dans des sacs de congélation à température ambiante au laboratoire, en vue d'analyses ultérieures (pesticides et ETM), **chapitre 2**. Simultanément, une autre portion de 1 kg de sol frais a été acheminée directement au laboratoire d'analyse pédologique (PH-CH), (**L'HORIZON, Annaba**).

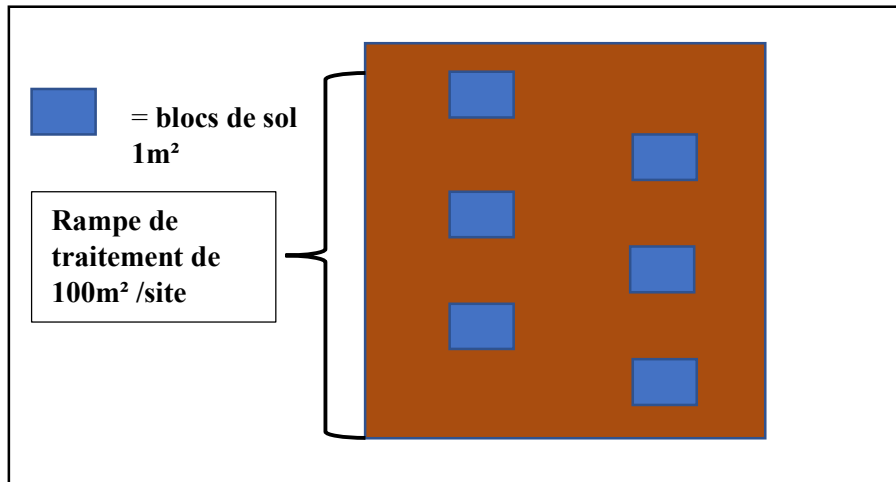


Figure 9: Schéma illustratif du plan d'échantillonnage en zigzag mis en place pour l'étude des paramètres édaphiques

(Réalisé par l'auteur).



Figure 10: préparation du sol pour l'étude PH-CH.

2.1.8.2 Analyse des paramètres physique-chimique :

2.1.8.2.1 L'humidité (H %) :

Est déterminée conformément à la directive de l'Organisation de coopération et de développement de normes (OCDE, 1984).

Le principe de la méthode repose sur la déduction du parentage d'eau mesurée dans un sol humide après la déshydratation de ce dernier dans une étuve à 105 °C. Ensuite, le taux d'humidité est exprimé en pourcentage %. Le calcul se fait comme suit :

$$H (\%) = \frac{S2 - S0}{S1 - S0}$$

Où :

- **S0** : le poids (g) du récipient vide.
- **S1** : le poids (g) du récipient avec le sol humide.
- **S2** : le poids (g) du récipient avec le sol séché à l'étuve,

2.1.8.2.2 pH :

La mesure a été faite selon la méthode de détermination du pH décrite par la norme NF X 31-103 (AFNOR, 1999). 1g de sol échantillonné et tamisé a été suspendu dans 2,5 ml d'eau distillée, puis agité constamment pendant 1 h jusqu'à l'obtention d'une suspension homogène et imprégnée, puis, à l'aide d'un pH-mètre étalonné, la mesure a été enregistrée. (3 rep) sont à tablier pour chaque site. Par la suite.

Les sols sont classés comme suit (tableau 2) :

Tableau 2: Marge d'évaluation du (pH) du sol selon (Soil Survey Division, 1993)

Type du sol	Fortement acide	Acide	Légèrement acide	Neutre	Légèrement alcalin	Alcalin
Taux de ph	< 5,0	5,0 - 6,0	6,0 - 6,6	6,6 - 7,4	7,4 - 7,8	> 7,8

2.1.8.2.3 La conductivité électrique (CE) :

La conductivité électrique (CE) est étudiée pour estimer le taux de salinité d'une solution en utilisant la méthode (ISO No. 11265, 1994). Une suspension de (1 g) de sol mélangé avec (5 ml) d'eau distillée et agitée pendant (1 heure), puis centrifugée à 1000 tr/min pendant (2 min). La mesure de CE est réalisée à l'aide d'un conductimètre en plongeant l'électrode dans le surnageant de la suspension.

Les résultats sont exprimés en ($\mu\text{S}/\text{cm}$ à 20°C) et sont ensuite évalués en fonction du tableau 3, et comprennent :

Tableau 3: Marge d'évaluation du (CE) du sol selon (Soil Survey Division Staff, 1993)

Type du sol	Non-salin	Très faiblement salin	Faiblement salin	Modérément salin	Fortement salin
Taux de CE (dS/m)	0-2	2-4	4-8	8-16	(≥ 16)

2.1.8.2.4 La capacité d'échange cationique (CEC) :

La capacité d'échange cationique (CEC) d'un sol représente la capacité maximale de ce sol à retenir les cations échangeables à un pH donné. Cette propriété est déterminée selon la méthode spectrophotométrique décrite dans la norme (NF X 31-130, 1999). Elle consiste à saturer le sol avec

une solution de chlorure de cobaltihexamine, qui agit comme un ion échangeur, puis à doser l'excès de cobaltihexamine par spectrophotométrie UV à une longueur d'onde de 475 nm. Un échantillon de sol (2,5 g) de sol tamisé à 2 mm est utilisé.

La CEC est ensuite exprimée en centimoles par kilogramme (méq/100 g sol convertie en cmol+/kg) et interprétée selon la grille spécifique de (Baize, 2000). Les niveaux de CEC sont définis comme suit (tableau 4) :

Tableau 4: Marge d'évaluation du (CEC) du sol selon (Baize, 2000)

Niveau d'échange cationique	Très faible pour une	Faible pour une (CEC de	Moyenne pour une	Élevée pour	Très élevée
CEC Cmol+/kg	< 5	5 à 10	10 à 20	20 à 30	> 30

2.1.8.2.5 Les ions interchangeable :

Ont été analysés à l'aide du FRX de la même manière que les ETM, comme indiqué dans le chapitre 2 (titre 2.3.2, page 24).

2.1.8.2.6 Carbone organique total (COT %) :

Le dosage du carbone organique total (COT) a été réalisé conformément à la directive (**DIN EN 1484**), en suivant la méthode (ANNE. 1945). Cette méthode assure une précision élevée et une oxydation complète (20 à 60 %). Ici, le glucose subit une oxydation à chaud (temps d'ébullition 5min) par le dichromate de potassium 8% (K₂Cr₂O₇) en milieu fortement acide (acide sulfurique 100%), transformant le carbone en CO₂ et le réduisant en Cr³⁺, la prise d'essai de l'échantillon ne doit pas excéder 30 mg de carbone.

2.1.8.2.7 Le dosage de la matière organique (MO %) :

Repose sur la méthode établie par Black et Walkley en 1934 (**NFISO 10694, 1995**). Cette méthode implique l'oxydation du carbone organique à l'aide de bichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) en présence d'acide sulfurique. Ensuite, l'excès de (K₂Cr₂O₇) est titré avec une solution de sulfate.

Ferreux sept fois hydraté. Le résultat de cette titration est exprimé en pourcentage de carbone organique total (COT), qui est ensuite converti en pourcentage de matière organique (MO) :

:

$$\text{MO (\%)} = \text{COT (\%)} \times$$

Les résultats sont exprimés en pourcentage, en se basant sur les informations rapportées selon les taux de matière organique (M.O.) tels que décrits par **Soltner (1992)**.

Tableau 5: Marge d'évaluation du (Mo) sols selon **Soltner (1992)**

Classification	Très pauvre	Pauvre	Moyennement pourvu en MO	Bien pourvu en MO	Teneur élevée en MO
Taux de (MO)	MO < 1.4 %	1.4 % < MO < 2 %	2 % < MO < 3 %	3 % < MO < 4 %	MO > 4 %

2.1.8.2.8 L'azote total (N mg/kg) :

Est déterminé conformément à la norme (**ISO 11261, 1995**). Cette méthode donne des résultats comparables à celle de Kheldjahl. Cette approche englobe une minéralisation oxydative de tous les composés organiques et inorganiques en les soumettant à une chaleur pendant 1 heure à 100 °C, puis une élimination des substances interférentes par un réactif de compensation selon la norme (DIN EN ISO 11905-1H36). La détection se fait au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 365nm.

Les résultats sont convertis en pourcentage (%), puis interprétés selon les critères de **Soltner (1992)** (tableau 6) :

Tableau 6: Marge d'évaluation du (N) sols selon **Soltner (1992)**

Classification	Très pauvre	Pauvre	Moyen	Riche	Très riche
Teneurs en N (%)	< 0,05	0,05 - 0,1	0,1 - 0,15	0,15 - 0,25	> 0,25

2.1.8.2.9 Calcaire totale (CT%) :

Le calcaire total (CaCO₃) a été déterminé avec la méthode gazométrique de **Duchaufour (1976)** basée sur le principe du calcimètre de Bernard. En mesurant le volume de dioxyde de carbone (CO₂) dégagé lors de la réaction des carbonates avec l'acide chlorhydrique (HCl). Ce volume de CO₂ produit est directement proportionnel à la quantité de carbonates présents dans le sol, permettant ainsi une estimation précise du contenu en CaCO₃ et fournissant des données essentielles sur la composition minérale des sols. Les niveaux de teneur en calcaire sont classés selon les recommandations de (**Baize, 1988**), comme suit (tableau 7) :

Tableau 7: Marge d'évaluation du (CT) sols selon (Baize, 1989)

Classification	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire
Teneurs en CT	< 1 %	1 à 5 %	5 à 25 %	25 à 50 %	50 à 80 %	> 80 %.

2.1.8.2.10 Le phosphore (P mg/kg) :

Est quantifié selon la méthode (NF EN 14672, 2005). Cette méthode consiste en une digestion oxydative (acide sulfurique 11 N) libérant les ions orthophosphates, qui réagissent ensuite avec le molybdate d'ammonium. Cette réaction forme de l'acide phosphomolybdique, qui se réduit en un complexe bleu de molybdène. La détection se fait au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 690 nm.

Les résultats sont exprimés en (kg/ha) selon (CRAAQ, 2003), (Tableau 8) : La classification du phosphore (P) dans le sol est établie comme suit :

Tableau 8: Marge d'évaluation du (P) sols selon (CRAAQ, 2003)

Classification	Très pauvre	Pauvre	Moyenne	Bon	Riche	Très riche	Excessivement riche
Teneurs en P (mg/ha)	≥50	51 - 100	101 - 150	151-200	201- 300	301 - 400	≤ 400

2.1.8.2.11 La granulométrie :

L'analyse granulométrique a été réalisée pour déterminer la répartition des différentes tailles de particules dans le sol. La méthode de tamisage à sec après lavage, selon les normes (NF X 31-107, 2003), est mise en œuvre. Pour ce faire, premièrement, un lavage du sol sous l'eau pour séparer les agrégats de particules. Ensuite, une fois séché, il est tamisé à travers une série de tamis de différentes mailles. La masse de particule retenue sur chaque tamis est mesurée et rapportée à la masse totale de l'échantillon. De plus, les particules fines à très fines ont été séparées par sédimentation dans un liquide à l'aide de la méthode de la pipette de Robinson. Les résultats obtenus sont ensuite interprétés manuellement à l'aide d'un représentant graphique, le triangle textural (fig. 11).

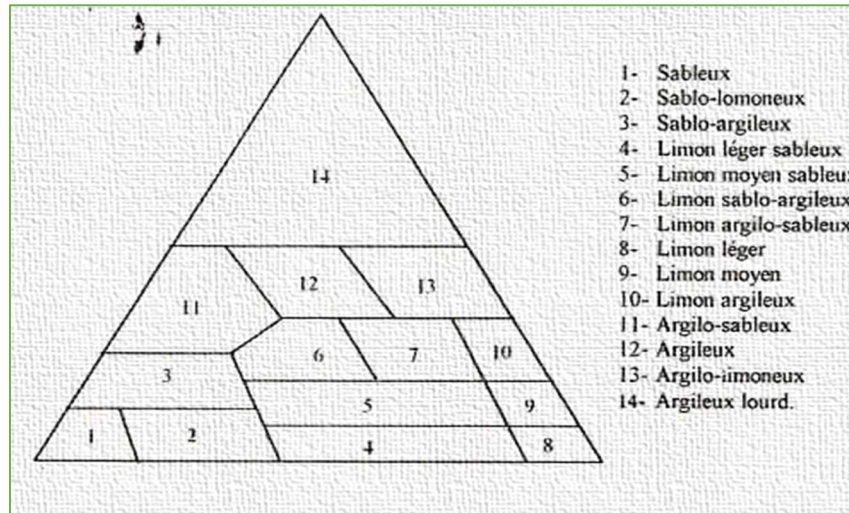


Figure 11: Triangle textural américain, système (Soil Survey Division Staff, 1993).

2.1.9 Analyse statistique

L'étude globale, avec les visualisations graphiques, a été réalisée à l'aide des versions du logiciel **XLSTAT 2022.4.1.1370** et **XLSTAT 2016.02.28451**, alors que les tableaux ont été constitués avec Excel 2016. Nos choix de méthodes ont été guidés par les modèles des références suivantes : **Carnovale et al. (2015)**, **Talavera et al. (2020)** et **Emmerling et al. (2021)**.

Les résultats ont été soumis à trois types d'analyses. Tout d'abord, une analyse descriptive est utilisée pour évaluer les paramètres abiotiques et biotiques des quatre sites d'échantillonnage en plus des niveaux pertinents d'activité anthropique (ADL). Les données ont été exprimées différemment par des moyennes \pm l'écart-type, basées sur trois répétitions. Ensuite, une fois que nous avons confirmé la différence générale significative entre les groupes à partir du test de Kruskal-Wallis $p < 0,05$, nous avons utilisé des tests de comparaison multiple post-hoc non paramétriques. Nous avons utilisé le test de Steel-Dwass pour la composition des vers de terre, les variables apparentées, et le test de Conover pour les paramètres physicochimiques du sol. Ces tests étaient nécessaires pour identifier les paires de groupes qui étaient effectivement différentes.

Ensuite, l'analyse a impliqué l'utilisation d'une analyse de variance (ANOVA) avec différents modèles linéaires. Dans ce cas, l'effet de l'activité humaine en tant qu'ADL ou facteur environnemental sur divers paramètres biologiques des vers de terre, à savoir l'abondance, la biomasse, les étapes du développement sexuel (stades de développement tels que subadultes, adultes, juvéniles), la richesse spécifique (S), la diversité de Shannon (H) et l'indice d'équitabilité (J), a été examiné. En outre, l'analyse de variance multivariée (MANOVA) a été appliquée pour estimer les relations entre diverses

variables dépendantes des caractéristiques de la composition des vers de terre, dans chaque espèce. Plus précisément, des relations ont été examinées entre les variables dépendantes pour déterminer si ces relations étaient inférieures au seuil de signification, en utilisant plusieurs variables simultanément. De plus, ces variables dépendantes ont été examinées en correspondance avec deux facteurs considérés comme indépendants, à savoir le niveau anthropique qui évalue l'impact de l'activité humaine sur ce paramètre parasite et le site, ce qui reflète la précision du champ où les échantillons ont été collectés en termes d'emplacement géographique et de spécification du centre environnemental.

Enfin, pour évaluer les relations entre les indicateurs de sol et l'activité humaine ADL avec les schémas de communautés de vers de terre, une analyse de corrélation de Pearson a été effectuée. Ce test a permis de quantifier le degré de corrélation des paramètres environnementaux avec les marqueurs des caractéristiques de communautés des vers de terre. En outre, afin de mieux comprendre les relations et de mesurer les influences, une analyse de correspondance canonique avec un test de permutation de Monte-Carlo avec 10 000 itérations a été appliquée. Cette méthode nous a permis de sonder les relations complexes entre les variables environnementales du sol et la composition des espèces des vers de terre. Grâce à ces traitements combinés, nous avons été en mesure de mettre en évidence les liens et les influences soumis au sol et comment ces facteurs peuvent structurer les communautés de vers de terre. Il s'agit d'une étape cruciale pour approfondir la compréhension de l'interaction entre environnement et biodiversité.

2.2 Chapitre2 évaluation de la pollution polymétalliques et leurs interactions avec les vers de terre cas « *Aporrectodea caliginosa*, (Savigny.1826) »

2.2.1 Plans d'échantillonnage :

Pour les détails, voir matériel et méthode chapitre 1, titre (2.2.1) pour le sol et le titre (2.1.4.2) pour les vers de terre.

2.2.2 Analyse des Éléments et Trace Métalliques (ETM) :

La quantification des ETM dans les sols a été réalisée à l'aide du spectromètre de fluorescence X (XRF) (*Thermo Scientific Model Niton FXL 950*) (fig. 12). Ensuite, les quatre métaux présents en plus fortes concentrations dans les sols ont été dosés dans les tissus des vers de terre, en utilisant la spectrophotométrie d'absorption atomique (ICP-MS) (fig. 12). L'ensemble des dosages a été effectué au niveau de l'unité de recherche de matériaux, nanomatériaux et écosystèmes à la faculté des sciences de Bizerte, à Tunis.

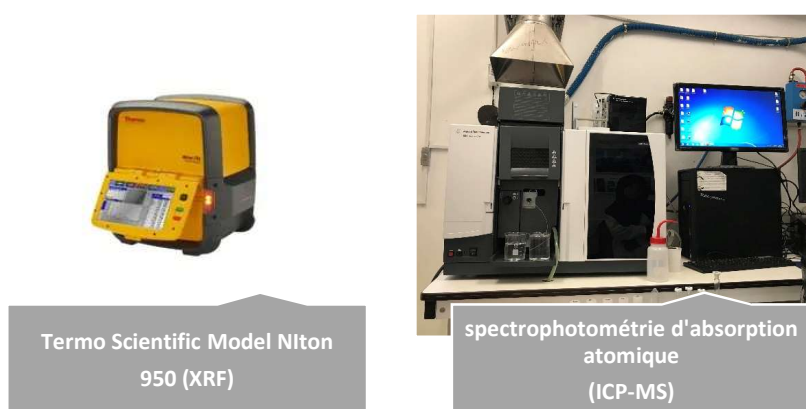


Figure 12: Appareillage utilisé pour l'analyse des ETMs

2.2.3 Quantification des ETM dans le sol :

2.2.3.1 Séchage et broyage :

Les prises d'essai correspondent au sol séché à l'air libre et tamisé à 2 mm, préparé selon la norme (ISO-11466, 1995). Les échantillons de sol ont été séchés dans un four à 60 °C jusqu'à obtention d'un poids constant, puis broyés et tamisés à 140 µm pour obtenir une poudre fine.

2.2.3.2 Préparation des pastilles :

(8g) de poudre d'échantillon ont été pris pour former une pastille de poudre compacte, solide et homogène. La pastille est préparée par centrifugation à une vitesse de 40 tr/min. La force centrifuge compacte la poudre, ce qui la rend plus dense, uniforme et rigide. La pastille est ensuite prête à être

placée au spectromètre FXR pour l'analyse. Une pastille bien préparée assure que le faisceau de rayons X traverse uniformément la matière, permettant une mesure précise des éléments chimiques présents.

2.2.3.3 Analyse XRF :

Les échantillons préparés étaient placés dans des cupules spécifiques, insérées dans l'autosampler du spectromètre XRF (Thermo Scientific Model Niton FXL 950). Le processus d'analyse se déroule automatiquement, avec les échantillons positionnés dans une chambre de test de 9 x 12 x 4,5 pouces. L'échantillon est analysé sous un faisceau de rayons X, où l'énergie des rayons X fluorescents émis par les éléments dans l'échantillon permet de détecter et quantifier les éléments présents. Les pics du spectre obtenu révèlent la nature des éléments, tandis que la hauteur des pics indique la concentration. Les avantages de l'auto sampler permettent l'analyse automatisée de plusieurs échantillons sans intervention manuelle, réduisant ainsi les risques d'erreurs. Cela assure une analyse rapide et précise en quelques minutes, avec des résultats stockés pour une consultation ultérieure.

2.2.4 Quantification des ETMs dans les vers de terre :

2.2.4.1 Préparation des échantillons : Séchage et broyage

Les ETM ont été dosés dans les tissus d'*Aporrectodea caliginosa* (fig. 13), espèce que nous avons utilisée comme bioindicateur en raison de son abondance et de sa représentativité dans la région du nord-est de l'Algérie. Quatre (04) vers adultes ont été prélevés pour chaque site, soit 16 échantillons au total. Ils ont été vidés de leur contenu intestinal pendant au minimum 72 heures (fig. 13) avant la lyophilisation. Les vers ont été pesés avant et après séchage au lyophilisateur, puis Une fois secs, ils ont été broyés à l'aide d'un mortier en agate puis conservés dans des tubes en Eppendorf étiquetés auparavant. (El-Okki, 2016).

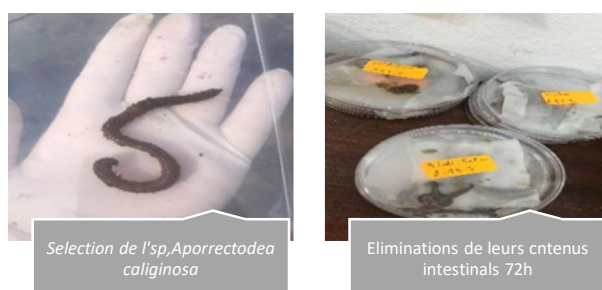


Figure 13: Photo des d'espèces représentatrices sélectionnées pour l'évaluation polymétallique ainsi que de leurs incubations au laboratoire (photo prise par l'auteur, 2021).

2.2.4.2 Minéralisation des échantillons (vers) :

200 mg de broyats (matière sèche) ont été placés dans des tubes à vis avec 5 ml d'acide nitrique à 65 %. Par la suite, les tubes ont été fermés et placés dans un four à une température de 60 °C jusqu'à ce que les tissus soient complètement digérés sous pression (environ 72 heures). Suite à la minéralisation, les échantillons ont été soumis à un processus de refroidissement puis filtrés. Les échantillons ont été collectés dans des fioles jaugées de 10 ml, dilués avec de l'eau bidistillée, puis transférés dans des flacons en polyéthylène préalablement traités à l'acide nitrique et conservés à une température de 4 °C. Les niveaux de métaux dans les divers échantillons ont été évalués à l'aide de la spectrophotométrie d'absorption atomique (ICP-MS).

2.2.5 Evaluation du niveau de contamination métallique des sols étudiés :

Dans le cadre de cette étude, nous avons employé divers indices qui sont décrits par **Hakanson (1980)** pour évaluer la qualité des sols et les risques écotoxicologiques liés à la présence d'éléments traces métalliques (ETM) dans les sols et les organismes bioindicateurs (vers de terre). Ces indices permettent d'obtenir une vue d'ensemble de la pollution métallique et de son impact potentiel sur les écosystèmes locaux. Les références en bas ont été utilisées dans le calcul des indices :

- **La concentration de référence (*C_{ref}*)** : pour les éléments métalliques (appelées concentrations de fond) (tableau 9) ont été obtenues à partir de la littérature scientifique (**Kabata-Pendias, 2001**). Ces concentrations de fond servent de base pour le calcul de l'indice de contamination (*C_f*) et sont essentielles pour identifier les excès dus à la pollution anthropique.

*Tableau 9: limites des teneurs en ETMs dans les sols non-pollués (*C_{ref}*) selon Kabata-Pendias (2001)*

ETM	Cd	Pb	As	Hg	Zn	Cu	Cr	Co	Ba	Ni
<i>C_{ref}</i> (Kabata-Pendias,2001)	0,44	23	8,5	0,1	65	24	77	7,5	520	25

- **Le facteur de toxicité (*Tri*)** : (tableau 10) Chaque élément métallique possède un facteur de toxicité propre, basé sur son impact potentiel sur les organismes vivants, sa persistance dans l'environnement et sa capacité à être bioaccumulé. Sont utilisés dans le calcul de l'indice de risque écologique potentiel (*Er*) et proviennent de bases de données écotoxicologiques internationales et de travaux standards, proposés par **Hakanson (1980)**.

Tableau 10: Facteur de toxicité propre à chaque éléments métalliques (Tri), selon (Hakanson, 1980).

ETM	Cd	Pb	As	Hg	Zn	Cu	Cr	Co	Ba	Ni
Tri (Hakanson's, 1980)	30	5	10	40	1	5	2	5	1	5

- **La valeur de référence écotoxicologique pour les invertébrés (VR) :** (tableau 11) utilisée dans cette étude a été proposée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) en 2012. Ces VR servent de point de comparaison pour calculer l'ERI, qui sert à déterminer l'impact potentiel des ETM sur la biodiversité et la santé des sols.

Tableau 11: les valeurs de référence écotoxicologiques pour les invertébrés (VR), selon (CEAEQ, 2012).

ETM	Cd	Pb	As	Hg	Zn	Cu	Cr	Co	Ba	Ni
VR (CEAEQ, 2012)	56	645	16	3,2	251	122	42	100	100	162

Les concentrations métalliques mesurées dans les tissus des vers de terre ont permis de calculer le facteur de bioaccumulation (BAF). Ce facteur nous aide à comprendre comment les métaux lourds se déplacent de l'environnement vers les organismes, ce qui constitue une étape clé dans l'évaluation des risques écotoxicologiques. L'ensemble de ces différents indices nous permet de mieux comprendre l'étendue de la pollution métallique dans les sites étudiés, ainsi que son potentiel à affecter les organismes vivants et plus largement la santé des écosystèmes.

2.2.5.1 Indices de Pollution des Sols

2.2.5.1.1 Indice de Contamination (Cf)

L'indice de contamination (Cf) décrit par (Hakanson, 1980) permet de quantifier le niveau de pollution d'un sol par un élément trace métallique (ETM) donné. Cet indice est calculé à partir du rapport entre la concentration mesurée de l'élément métallique dans le sol et sa concentration de fond dans un sol non pollué. La formule est donnée comme suit

$$Cf = \frac{[C]_n}{[C]_{ref}}$$

Où :

- C_n est la concentration mesurée de l'élément dans le sol, exprimée en mg/kg.

- C_{ref} est la concentration de fond de cet élément dans un sol non pollué, Voir tableau (**Tableau 9**).

Cétraire de classification pour (Cf) selon (**Hakanson, 1980**) :

- $Cf < 1$ Faible contamination
- $3 \leq Cf < 6$ Contamination considérable
- $6 \leq Cf$ Contamination très élevée

2.2.5.1.2 Indice de Pollution (PLI)

L'indice de pollution (PLI), d'après **Tomlinson et al. (1980)**. Intègre l'ensemble des indices de contamination des différents ETM analysés. Il s'agit d'une moyenne pondérée des indices IC pour chaque élément, et il est calculé comme suit :

$$PLI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Cf)_i$$

Où :

- n est le nombre total d'éléments analysés.
- Cf_i est l'Indice de Contamination de l'élément

Le PLI fournit une vue d'ensemble de la pollution des sols par l'ensemble des métaux lourds, en considérant tous les éléments simultanément. Il permet de classer les sites selon leur degré de pollution globale :

- $PLI < 1$ Non pollué
- $PLI = 1$ Niveau de base de la pollution
- $PLI > 1$ Pollution élevée

2.2.5.2 Indices Écologiques :

2.2.5.2.1 Indice de Risque Écologique Potentiel (Er)

Selon **Hakanson (1980)**, l'indice de risque écologique potentiel (Er) prend en compte la toxicité relative de chaque métal et est calculé en combinant l'indice de contamination (Cf) avec un facteur de toxicité spécifique à chaque élément, selon la formule suivante :

$$Er = \sum i = \ln Eri$$

Où :

Eri est le facteur de risque écologique potentiel pour l'élément i_i , défini comme :

$$Eri = Tri \times Cfi$$

Tri est le facteur de toxicité de l'élément i_i , basé sur sa toxicité spécifique dans l'écosystème (**voir tableau 10**).

L'indice de risque écologique potentiel total (**RI**) est obtenu en sommant les **Eri** pour tous les métaux analysés. Il permet d'estimer le risque cumulatif pour l'écosystème et d'identifier les sites à risque élevé, selon les valeurs classes suivantes :

- $Er < 90$ Risque faible
- $90 \leq Er < 180$ Risque modéré
- $180 \leq Er < 360$ Risque considérable
- $360 \leq Er < 720$ Risque élevé
- $720 \leq Er$ Risque très élevé

2.2.5.2.2 Indice de Risque Écotoxicologique (ERI)

L'indice de risque écotoxicologique (ERI) est une extension de l'indice de risque écologique potentiel (RI), conçu pour évaluer les impacts écotoxicologiques spécifiques aux invertébrés. Il combine les concentrations mesurées de métaux dans le sol avec des facteurs de toxicité propres à ces organismes. L'évaluation du risque est basée sur la comparaison entre l'exposition estimée et les valeurs écotoxicologiques de référence (VR). Si l'ERI est inférieur à 1, cela indique une absence de risque formel, ce qui signifie que l'exposition est inférieure à la VR, suggérant que la substance n'entraîne pas d'effets écotoxicologiques significatifs. En revanche, si l'ERI est supérieur ou égal à 1, un risque potentiel est identifié, signifiant que l'exposition égale ou dépasse la valeur de référence et que des effets écotoxicologiques néfastes sont possibles.

Le calcul de l'**ERI** repose sur la formule suivante :

$$ERI = \sum RE$$

Où :

RE représente le risque estimé pour chaque métal i_i , défini comme suit :

$$RE = \frac{EE}{VR}$$

EE : Exposition estimée pour la voie d'exposition (concentration des métaux dans le sol), basée sur les analyses effectuées sur site. (mg/kg).

VR : Valeur écotoxicologique de référence (mg/kg) pour la voie d'exposition. (**Tableau 11**).

2.2.5.3 Facteur de Bioaccumulation (FBA)

Le facteur de bioaccumulation (BAF) est un indicateur de la capacité des vers de terre à accumuler les ETM présents dans leur environnement (le sol). Il est calculé selon la formule suivante :

$$FBA = \frac{CEch}{Csol}$$

Où :

C_Ech est la concentration de l'élément dans les tissus des vers de terre (exprimée en mg/kg).

Csol est la concentration de l'élément dans le sol (exprimée en mg/kg).

Le FBA permet d'évaluer le degré d'exposition des vers de terre aux métaux lourds présents dans le sol. Par conséquent, le risque potentiel pour les organismes situés plus haut dans la chaîne alimentaire, dans le cas où une bioamplification est observée

2.2.6 Evaluation du stress oxydatif :

Le dosage des biomarqueurs de stress, qu'ils soient enzymatiques ou non enzymatiques, a été effectué sur cinq individus de l'espèce (*A. caliginosa*) prélevés sur chaque site. Une fois leur contenu digestif évacué, les individus ont été stockés dans des tubes Eppendorf à -25 °C, avant d'être préparés et analysés conformément aux instructions détaillées dans le **chapitre 3 (titre 2.4.6 ; page 37)**.

2.2.7 Etude statistique :

Pour le traitement biostatistique de la bioévaluation métrique entre les sites et leurs évaluations (indices écotoxicologique), nous avons utilisé le **test de Shapiro-Wilk** pour vérifier s'ils suivent une loi normale pour les variables suivantes (concentrations de métaux lourds, indices écotoxicologique, etc.). Ensuite, un test de **Kruskal-Wallis** non paramétrique a été établi pour étudier les différences intersites. Suivi d'un test **post-hoc Dunn**, pour identifier quelles paires de groupes sont significativement différentes

Puis une corrélation de Spearman a été effectuée pour étudier les relations entre les indices écotoxicologiques et les paramètres biologiques (abondance, biomasse). Diversité) ou les paramètres

physico-chimiques du sol (pH, salinité, conductivité...). À la fin, une analyse en composantes principales (ACP) a été faite pour visualiser la distribution des indices dans un espace à plusieurs dimensions et comprendre la contribution de chaque paramètre environnemental et biologique à la variabilité des données.

2.3 Chapitre3 Évaluation toxicologique in vitro sur l'espèce de vers de terre « *Aporrectodea caliginosa*, (Savigny,1826) »

2.3.1 Matériel utilisée dans les essais expérimentation :

2.3.1.1 Source de prélèvements :

La forêt de Chetaibi (site 4), mentionnée dans le premier chapitre de la section méthodologique (2.1 ; 2.1.2 ; P : 8), est décrite en détail. La méthode d'échantillonnage et la période correspondante sont détaillées dans la section 2 du chapitre 2 (2.2 ; 2.2.1 – P. 17).

2.3.1.2 Choix de l'espèce :

Nous avons sélectionné l'espèce *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826) comme représentative de la zone d'étude. Les sujets sélectionnés pour l'étude étaient des adultes présentant un clitellum de taille et de poids similaires, soit respectivement entre 150 et 200 mm et entre 0,8 et 0,9 g. Les individus sont conservés dans des terrariums contenant le sol de provenance, au laboratoire.



Figure 14 : *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826) (Photo personnelle)

La classification systématique des modèles biologiques peut être consultée dans le **tableau 16** de l'identification, présenté dans la section des résultats (3.1.1 ; 3.1.1.1).

2.3.1.3 Matériel chimique :

Nos xénobiotiques choisis sont un cocktail toxique composé d'un élément **métallique, le chlorure de cadmium**, et d'un pesticide, **l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique**. Ces deux derniers ont été choisis suite à leurs utilisations courantes dans la région et aussi à l'échelle mondiale. Les concentrations ont été choisies depuis la littérature au **1/4 et 1/2 de la DL50 (KPAN KPAN et al., 2017)**.

2.3.1.4 Le Pesticide « acide 2,4-dichlorophénoxyacétique » :

La solution pulvérisée du **Desormond lourd D (C. H. N° : 19 58 39)** a été réalisée lors du traitement dans la **fig. 15**, dans les terrariums, à des concentrations de **43,9 et 87,8 mg/1 kg** de sol humide. Il s'agit de la forme commercialisée de l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique, couramment désigné sous le nom de **(2,4-D)**. Il s'agit d'un herbicide hormonal de la famille des composés organochlorés, réputés pour leur persistance dans l'environnement. Utilisé à des fins commerciales, cet herbicide agit spécifiquement sur les dicotylédones des céréales d'hiver telles que le blé tendre, l'orge et l'avoine, en inhibant leur croissance. Il est employé durant la saison hivernale, ce qui correspond à la période d'activité croissante des vers de terre.

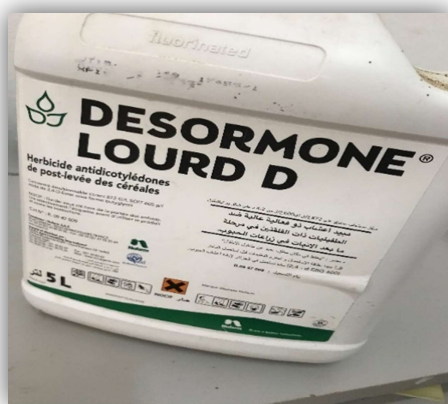


Figure 15 : image de l'insecticide utiliser au teste toxicologiques

2.3.1.5 Un élément trace métallique (ETM) :

Le **chlorure de cadmium (CdCl₂)**, identifié par le numéro **CAS 7790-78-5** et représenté dans la **figure 16**, correspond à la forme soluble du cadmium. Le chlorure de cadmium a été employé en tant que réactif chimique dans le cadre de notre recherche. De l'eau déionisée a été employée afin de réaliser l'enrichissement du sol en cadmium. Les solutions ont été préparées afin d'atteindre les concentrations nominales suivantes dans le sol : **0 (témoin), 14,28 et 28 mg/kg** de sol humide



Figure 16 : Image des métaux employés dans le texte toxicologique.

2.3.1.6 Le sol d'expérience :

Pour assurer des conditions uniformes lors des tests, l'utilisation d'un substrat synthétique est préconisée. Ce type de substrat, tel que décrit dans la ligne directrice n° 207 de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), favorise la survie, la croissance et la reproduction efficace de diverses espèces d'organismes testés (OCDE, 2010). L'utilisation des sols naturels peut être problématique en raison de leur disponibilité limitée tout au long de l'année, ainsi que de la possible présence d'organismes indigènes ou de micropolluants pouvant avoir un impact sur les résultats (tableau : 13).

Tableau 12 : les constituants du sol artificiel

Composant	Proportion
Tourbe	10 %
Sable de quartz	70 %
Argile kaolinique	20 %
Carbonate de calcium	≤ 1 %

2.3.2 Conditions expérimentales :

2.3.2.1 Conditions d'adaptations :

Les vers de terre sélectionnés pour les tests sont placés dans une phase d'adaptation d'un mois, au cours de laquelle ils restent dans des terrariums contenant le sol récolté. Chaque semaine, les terrariums sont pesés pour ajuster les pertes en humidité en ajoutant de l'eau distillée, et les vers morts ou inaptes aux tests sont éliminés. Le reste des conditions est décrit au **tableau 14**. Avant le commencement des

expériences (**J1**), les lombrics sont préalablement nettoyés avec de l'eau, séchés à l'aide de papier absorbant, et ensuite disposés dans des boîtes de Pétri sur du papier filtre pendant 24 heures afin de purger leur tractus digestif du sol ingéré. Durant cette période, ils font l'objet d'une surveillance toutes les 12 heures afin de remplacer le papier contenant leurs excréments, dans le but de prévenir tout risque de coprophagie

Tableau 13: condition d'acclimations expérimental

Photopériode	12h de lumière/ 12h d'obscurité.
Température	20±2°C.
pH	Ajusté à 6
Humidité	70%
Boîtes en plastique (terrarium)	(26x16,5x12cm)

2.3.2.2 Dispositif d'expérience :

Tout d'abord, au jour 0 (**J0**) (voir **Fig. 17**), des pots ont été remplis avec 1 kg de sol humide à 70 %, préalablement pulvérisé avec les produits de traitement, puis soigneusement mélangé. Au jour 1 (**J1**), 10 vers de terre matures, présentant un clitellum bien développé et ayant des tailles et poids similaires, ont été introduits dans chaque pot. (**Figure : 17**)



Figure 17 : présente des photographies illustrant les différentes étapes de la préparation aux tests toxicologiques.

L'étude a comporté deux phases d'exposition, d'une durée de 7 et 14 jours respectivement (voir **fig. 17**), avec deux niveaux de contamination pour chaque produit : $\frac{1}{2}$ et $\frac{1}{4}$ de la **CL50**. Les sols ont été maintenus à 60 % de leur capacité en eau et la température ambiante a été maintenue constante à 22 °C pendant toute la durée de l'expérience. Chaque condition a été reproduite trois fois, en incluant un groupe témoin pour chaque série (**figure 17**).

2.3.3 Mortalité observée :

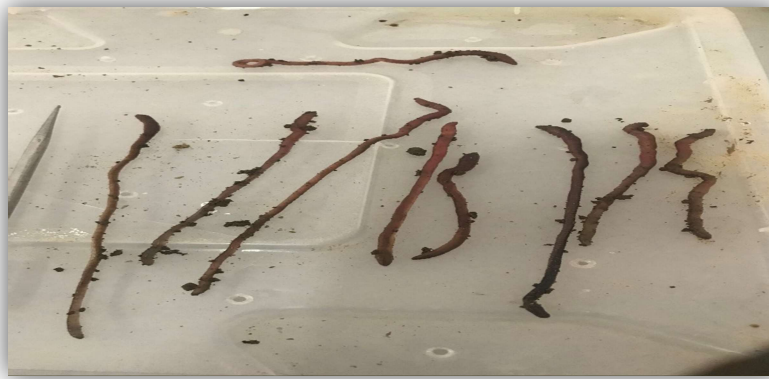


Figure 17 : des vers morts après différents traitements toxicologiques de 7j et 14j

Chaque semaine, la mortalité des vers de terre a été évaluée en procédant au retrait du sol des contenants, puis l'impact des traitements sur la toxicité a été analysé en conséquence. Un ver de terre était considéré comme décédé s'il ne manifestait aucune réaction à un stimulus mécanique appliqué à la partie antérieure de son corps (**figure 17**). Le taux de mortalité des vers exposés aux traitements à diverses concentrations, ainsi que des témoins, a été déterminé en utilisant la formule suivante :

$$\text{Mortalité (\%)} = \frac{\text{Nombre de vers morts après traitement}}{\text{Nombre total de vers traités}} \times 100$$

2.3.4 Inhibition de la croissance :

Pendant les périodes d'expérimentation de 14 jours et 7 jours, les vers de terre vivants restants ont été comptés et pesés hebdomadairement, après avoir été soigneusement lavés et séchés. Le taux de croissance a été déterminé en utilisant l'équation formulée par **Martin (1986)**.

$$Cn = \ln \frac{pt}{p0} \times 100$$

Avec :

- **Cn** : le taux de croissance correspondant à la concentration n.
- **Pt** : le poids des vers enregistré après t jours d'exposition.
- **P0** : le poids initial des vers avant le début de l'expérience (jour 0).

2.3.5 Effet sur la morphologie :

Afin d'évaluer l'impact des divers traitements toxiques administrés sur la morphologie des vers de terre, des observations détaillées ont été effectuées pendant toute la durée de l'étude, en comparant les altérations morphologiques comme montre au (**Fig. 18**) entre les groupes témoins et les groupes traités.



Figure 18 : des changements morphologiques observées chez *A. Caliginosa* exposée au différentes traitements (photo personnelle)

2.3.6 Dosage enzymatique :

Les instructions pour la préparation des solutions et les étapes de chaque dosage sont fournies dans les annexes I et II.



Figure 19 : Photographie du matériel utilisé lors d'un des dosages des biomarqueurs de stress, notamment le dosage des protéines.

2.3.6.1 Préparation de l'extrait brut :

On place les vers de terre à jeun pendant deux jours pour nettoyer leur système digestif. Cinq vers par traitement sont sélectionnés pour l'analyse des biomarqueurs testés. Ensuite, les échantillons sont pesés et homogénéisés à froid en utilisant un ultraturrax dans un tampon Tris à 20 mM, pH 7,5, en maintenant un rapport de **1 : 4** (poids/volume). Le mélange résultant est soumis à une centrifugation à 9000 g pendant 20 minutes à une température de 4 °C. Toutes les étapes de la préparation de la fraction cytosolique ont été réalisées à une température de 4 °C dans le but de maintenir l'intégrité des enzymes. Le surnageant, connu sous le nom de fraction S9, est aspiré à l'aide d'une pipette et transféré dans des tubes Eppendorf préalablement étiquetés. Ensuite, les échantillons ont été maintenus à une température de 25°C jusqu'à l'analyse (**Bainy et al., 1996**).

2.3.6.2 Dosage des protéines :

La quantification des protéines a été effectuée en utilisant la méthode colorimétrique de **Bradford (1976)**, qui est utilisée pour déterminer la concentration en protéines dans les échantillons biologiques. La méthode repose sur l'emploi du colorant bleu de Coomassie G-250, lequel subit un changement de couleur de rouge brun à bleu lorsqu'il interagit avec les acides aminés aromatiques et les résidus hydrophobes présents dans les protéines. La mesure de l'intensité de cette couleur s'effectue par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 595 nm et est directement liée à la concentration en protéines présente dans l'échantillon. Pour effectuer cette analyse, il est essentiel de préparer une série d'échantillons de protéines standard en utilisant de l'albumine de sérum bovin (BSA) (**fig. 21**), et il peut être nécessaire de réaliser des dilutions préalables pour garantir que les valeurs d'absorbance des échantillons se situent dans la plage de la gamme de mesure. 5 **Annex III**



Figure 20 : Une photographie illustrant des tubes à essai présentant le résultat visuel d'une série d'étalonnage standard (BSA) utilisée pour le dosage des protéines. (**Photographie personnelle**)

2.3.6.3 Dosage du Glutathion Réduit (GSH)

Le dosage du glutathion (GSH) est effectué en utilisant la méthode développée par **Weckbecker et Cory (1988)**, qui repose sur la réduction de l'acide 5,5'-dithiobis-2-nitrobenzoïque (DTNB, réactif d'Ellman) par les groupes thiols (-SH) du glutathion. Cette réaction forme l'acide 5-thio-2-nitrobenzoïque (TNB), un composé jaune dont l'absorbance est mesurée à 412 nm à l'aide d'un spectrophotomètre (**fig. 22**).

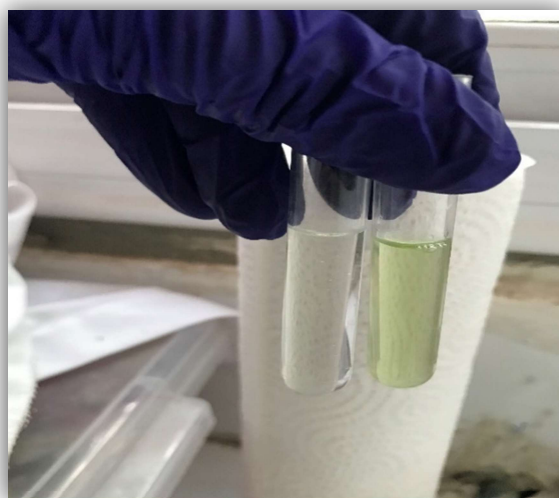


Figure 22 : présente une photographie illustrant des tubes à essai renfermant le produit de la réduction visuelle du DTNB lors d'un dosage du GSH (glutathion), (photographie personnelle).

2.3.6.4 La mesure de l'activité de la glutathion S-transférase (GST) :

La quantification de l'activité de la glutathion-S-transférase (GST) est effectuée en utilisant le protocole développé par **Habig et al. (1974)**. Ce protocole repose sur la réaction de conjugaison entre la GST et le 1-chloro-2,4-dinitrobenzène (CDNB) en présence de glutathion réduit (GSH). Cette réaction conduit à la formation d'un complexe, le 1-(S-glutathionyl)-2,4-dinitrobenzène, qui présente une absorption de la lumière à une longueur d'onde de 340 nm.

2.3.6.5 Dosage de l'Activité Spécifique de la Catalase (CAT) :

La détermination de l'activité spécifique de la catalase (CAT) est effectuée en suivant le protocole décrit par **Saint-Denis et al. (1998)**. Cette enzyme favorise la réaction de dismutation du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) en eau et en oxygène moléculaire. La mesure de l'activité enzymatique est effectuée en observant la diminution de l'absorbance du peroxyde d'hydrogène à une longueur d'onde de 240 nm (**Baumard et al., 1999**).

2.3.6.6 Dosage de l'Activité Enzymatique de la Superoxyde Dismutase (SOD) :

L'évaluation de l'activité de la superoxyde dismutase (SOD) repose sur sa capacité à inhiber la réduction du nitro-bleu de tétrazolium (NBT) en formazan bleu par les anions superoxydes, comme décrit par **Crouch et al. (1981)**.

2.3.6.7 Dosage du Malondialdéhyde (MDA)

La mesure du MDA repose sur sa réaction avec l'acide thiobarbiturique (TBA) dans des conditions acides et à haute température, ce qui conduit à la formation d'un complexe rosâtre pouvant être mesuré par spectrophotométrie (**Uchiyama et Mihara, 1978 ; Esterbauer et al., 1992**), comme illustré dans la **figure 21**.



Figure 21 : présente une photographie illustrant des tubes à essai renfermant le résultat visuel de la condensation entre l'MDA et le TBA. (*Photo personnelle.*)

2.3.7 Etude statistiques :

Les traitements statistiques ont été traités de la même manière que les autres chapitres.

3 Résultats et Discussion

3.1 Résultats et Discussion du premier chapitres :

3.1.1 Etude de la diversité Lombriciennes :

3.1.1.1 Identification des vers :

La détermination des espèces a été effectuée en se basant sur les caractères externes des vers de terre prélevés. La classification des divers taxons lombriciens a été réalisée en se référant à la clé de détermination et à la nomenclature établies par **Álvarez (1971)** et **Bouchet (1972)**.

Les résultats de notre recensement ont dévoilé que le peuplement de vers de terre dans la région d'Annaba dans différentes localités se compose de 7 espèces distinctes. Voir (tableau 16) (photo des vers de terre).



a) Famille des Megascolecidae



- ✓ *Microscolex dubius* (Fletcher, 1887)
- ✓ *Microscolex phosphoreus* (Dugès, 1828)




a) Famille des Lumbricidae

- ✓ *Aporrectodea trapézoides* (Dugès, 1828)
- ✓ *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826)
- ✓ *Eseinia fetida* (Savigny, 1828)
- ✓ *Octodrilus maghrebicus* (Omodeo & Martinucci, 1987)
- ✓ *Allolobophora molleri* (Rosa, 1889)

Tableau 14: Tableau récapitulatifs pour les espèces enregistrées dans notre étude pour la région d'ANNABA.

Photo d'espèce (prise par l'auteurs)	Nom d'espèce	Caractéristique
	<p><i>Aporectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Longueur : 42-61 mm ✓ Largeur : 3-4 mm ✓ Poids : 450-650 mg ✓ Nombre de segments : 92-132 ✓ Couleur : rougeâtre ✓ Soies : appariées ✓ Prostomium : epilobé a-½ ouvert ✓ Clitellum : segments 30-37 ✓ Puberculum : segments 30-34, 35 ✓ Pore dorsal : segments 21/22-22/23 ✓ Glande génitale : segments 18, 20, 21, 22, 29
	<p><i>Aporectodea trapézoïdes</i> (Dugès, 1828)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Longueur : 65-138 mm ✓ Largeur : 3-6 mm ✓ Nombre de segments : 131-154 ✓ Couleur : brun foncé avec un gradient dorso-ventral ✓ Prostomium : fermé, épilobé ✓ Soies : appariées ✓ Clitellum : segments 26, 27 - 33, 34 ✓ Premier pore dorsal : 6/7 ✓ Glande génitale : bien développée, segments 14 et 15 ✓ Puberculum : segments 28 - 33 ✓ Vésicule séminale : deux paires, segments 9 et 10

	<p><i>Octodrilus maghrebinus</i> (Omodeo & Martinucci, 1987)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Longueur : 42-61 mm ✓ Largeur : 3-4 mm ✓ Poids : 450-650 mg ✓ Nombre de segments : 92-132 ✓ Couleur : rougeâtre ✓ Soies : appariées ✓ Prostomium : épilobé, ½ recouvrant ✓ Clitellum : segments 30-37 ✓ Puberculum : segments 30-34, 35 ✓ Pore dorsal : segments 21/22-22/23 ✓ Glande génitale : segments 18, 20, 21, 22, 29
	<p><i>Allolobophora molleri</i> (Rosa, 1889).</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Longueur : 80-140 mm ✓ Largeur : 3-7 mm ✓ Prostomium : épilobé ✓ Soies : appariées ✓ Couleur : non pigmentée à rougeâtre ✓ Segments : 180-200 ✓ Clitellum : segments 50-60 ✓ Premier pore dorsal : 4/5 ✓ Soies : appariées ✓ Glande génitale : segments 14 et 15, bien développée ✓ Puberculum : segments 27-29

	<p><i>Eseinia fetida</i> (Savigny, 1826)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Longueur : 37-78 mm ✓ Largeur : 2-4 mm ✓ Nombre de segments : 68-94 ✓ Couleur : rosée avec des bandes plus claires ✓ Prostomium : ouvert, épilobé ✓ Premier pore dorsal : 4/5 <ul style="list-style-type: none"> ✓ Soies : appariées ✓ Glande génitale : segments 14 et 15, bien développée ✓ Clitellum : segments 26-32, en forme de selle et proéminent ✓ Puberculum : segments 28-30
	<p><i>Microscolex phosphoreus</i> (Dugès, 1837)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Longueur : 10-18 mm ✓ Largeur : 1-1,5 mm ✓ Poids : 30 à 40 mg ✓ Nombre de segments : 72-91 ✓ Couleur : non pigmentée ✓ Prostomium : ouvert, épilobé 1/3 ✓ Premier pore dorsal : absent ✓ Soies : non appariées ✓ Glande génitale : segments 1/2, 17 et 14, bien développée ✓ Clitellum : segments 13-17, en forme d'anneau ✓ Puberculum : absent
	<p><i>Microscolex dubius</i> (Fletcher, 1887)</p>	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Longueur : 35-70 mm ✓ Largeur : 2-2.5 mm ✓ Poids : 200 to 400 mg ✓ Number de segments : 90-125 ✓ Couleur : non pigmentée avec une apparence blanc jaunâtre ✓ Prostomium : épilobique, à moitié ouvert ✓ Premier pore dorsal : absent

		<ul style="list-style-type: none"> ✓ Soies (sétules) : non appariées ✓ Glande génitale : segments 1/2, 17 et 14, bien développée ✓ Clitellum : segments 13 à 17, en forme d'anneau ✓ Tubercule (puberculum) : absent
--	--	--

3.1.1.2 Analyse descriptive :

Les espèces ont été analysées dans leur ensemble et par groupes d'âge (adultes, subadultes et juvéniles).

Les lettres différentes indiquent des différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

Tableau 15: Variation inter-site des espèces ressemblées dans la région d'Annaba. [individus (ND).m²], avec leurs l'abondance relative des espèces (AD).

Espèces de vers de terre	EG	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	[ND/species]	AD [%]
<i>Aporrectodea trapézoïdes</i> (Dugès, 1828)	EN/AC	270	15 3	37	222	682	27
<i>Microscolex phosphoreus</i> (Dugès, 1837)	EN	92	40	34	118	284	11
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)	EN/AC	323	24 1	49	469	1082	43
<i>Allolobophora molleri</i> (Rosa, 1889).	EN	30	61	2	217	310	12
<i>Eseinia fetida</i> (Savigny, 1826)	EP	0	11	1	2	14	1
<i>Octodrilus maghrebinus</i> (Omodeo & Martinucci, 1987)	AC	0	7	26	21	45	2.1
<i>Microscolex dubius</i> (Fletcher, 1887)	AC	0	20	16	40	76	3
<i>Octodrilus complanatus</i>	AC	0	0	0	37	37	1
ND /site	2539 (totale)	715	16 5	533	1126		

Au cours de l'étude, nous avons récolté un total de 2539 vers de terre dans la zone d'intérêt. Ces vers de terre appartiennent à sept espèces, dont deux sont classées dans la famille *Megascolecidae* et cinq dans la famille *Lumbricidae*. Ces vers de terre ont été regroupés en cinq genres et ces genres ont été

répartis en trois groupes écologiques : deux anéciques, quatre endogènes et une épigène (**tableau 16**). La majorité des espèces recensées appartiennent à la famille des Lumbricidae. Les résultats de notre étude indiquent que le groupe endogène est celui qui compte le plus grand nombre de vers de terre. En examinant le **tableau 16**, nous pouvons observer que l'espèce la plus abondante est *Aporrectodea caliginosa* (**Savigny, 1826**), représentant 43 % (**fig. 22**) de l'ensemble des individus récoltés (soit 1082 individus). La seconde espèce la plus abondante est *Aporrectodea trapezoïdes* (**Dugès, 1828**) avec une abondance relative de 27 % (soit 682 individus). Ces deux espèces, étant cosmopolites et d'origine européenne, ont été retrouvées dans les quatre stations étudiées, indépendamment du niveau d'activité anthropique (ADL) (**tableau 1**), et ont également été observées dans différentes localités de la région (**tableaux 16 et fig. 22**). Au cours de l'étude, nous avons récolté un total de 2539 vers de terre dans la zone d'intérêt. Ces vers de terre appartiennent à sept espèces, dont deux sont classées dans la famille *Megascolecidae* et cinq dans la famille *Lumbricidae*. Ces vers de terre ont été regroupés en cinq genres et ces genres ont été répartis en trois groupes écologiques : deux anéciques, quatre endogènes et une épigène (**tableau 16**). La majorité des espèces recensées appartiennent à la famille des Lumbricidae. Les résultats de notre étude indiquent que le groupe endogène est celui qui compte le plus grand nombre de vers de terre. En examinant le **tableau 16**, nous pouvons observer que l'espèce la plus abondante est *Aporrectodea caliginosa* (**Savigny, 1826**), représentant 43 % (**fig. 22**) de l'ensemble des individus récoltés (soit 1082 individus). La seconde espèce la plus abondante est *Aporrectodea trapezoïdes* (**Dugès, 1828**) avec une abondance relative de 27 % (soit 682 individus). Ces deux espèces, étant cosmopolites et d'origine européenne, ont été retrouvées dans les quatre stations étudiées, indépendamment du niveau d'activité anthropique (ADL) (**tableau 1**), et ont également été observées dans différentes localités de la région (**tableaux 16 et fig. 22**).

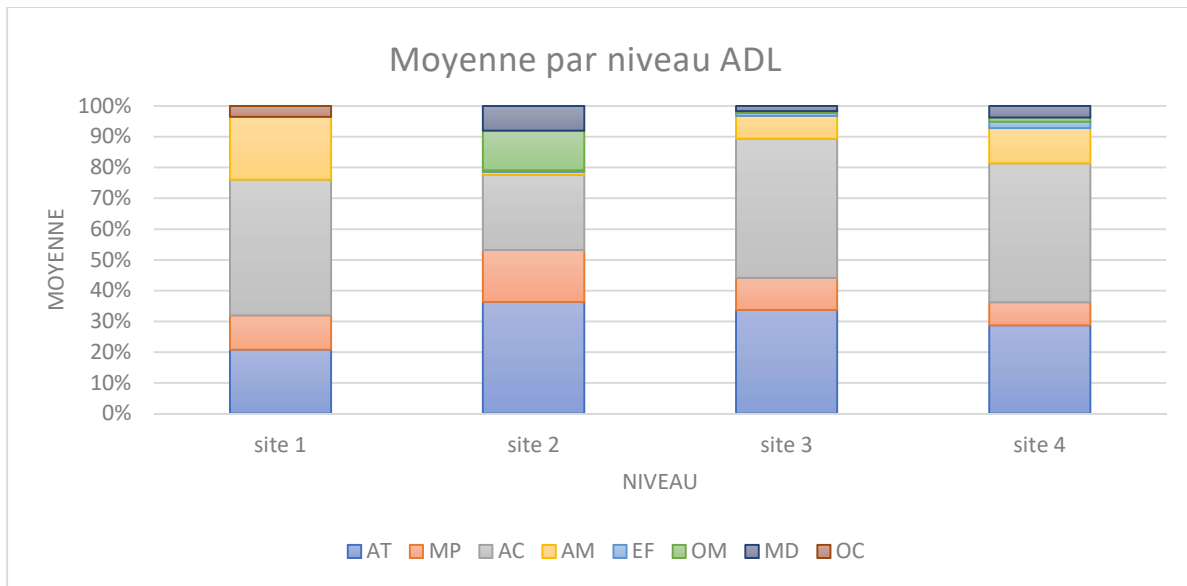


Figure 22: Abondance relative (%) des espèces de vers de terre en fonction du niveau anthropique dans les 4 sites échantillonnés

En troisième position, nous trouvons *Allolobophora molleri* (Rosa, 1889) (310 individus), absente au site 1, ainsi que *Microscolex phosphoreus* (Dugès, 1837) (284 individus) qui est présente dans les 4 sites. Ces deux espèces, appartenant au groupe anécique, sont fréquentes dans la zone d'étude avec un ADL moyen. Elles ont été observées dans les sols humides et semi-humides le long des rivières et des sources, avec une abondance relative de 12 % et 11 %, respectivement (en termes d'AD %). En revanche, les taxons *Microscolex dubius* (Fletcher, 1887) (76 individus), *Octodrilus maghrebinus* (Omodeo & Martinucci, 1987) (54 individus) et *Eisenia fetida* (Savigny, 1926) (14 individus) sont moins fréquents, avec des abondances relatives de 3 %, 2,1 % et 1 %, respectivement. Ces trois dernières espèces ont été observées dans des localités présentant un ADL faible, une diversité de paysage importante et des occupations mixtes.

Tableau 16: Variation inter-sites de l'abondance des espèces [individus (ND).m²], biomasse fraîche [g.m²], abondance relative des espèces (AD) et paramètres de diversité pour la composition des vers de terre dans la région d'ANNABA.

paramètres biologiques	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Abondance [N/ m²]	12,21 ± 28,64 c	9,15 ± 11,23 b	3,01 ± 3,55 a	21,15 ± 28,48 c
Biomasse [g/ m²]	9,64 ± 26,34 b	6,33 ± 9,05 b	2,78 ± 3,43 a	19,59 ± 27,67 c
Sub-adultes [N/m²]	11,88 ± 28,73	28,73 ± 17,84	7,71 ± 4,21	17,84 ± 28,98
Adultes [N/m²]	13,04 ± 29,01 b	5,85 ± 17,88 a	3,27 ± 4,20 a	20,42 ± 28,88 b
Juvéniles [N/m²]	13,14 ± 28,99 b	6,40 ± 17,82 b	3,23 ± 4,19 a	19,25 ± 9,02 a
Richesse spécifique [S]	3 ± 4 a	5 ± 1 b	5 ± 1 b	6 ± 1 b

Diversité de Shannon [H']	0,86 ± 0,08 a	1,00 ± 0,34 b	0,55 ± 0,20 b	0,88 ± 0,17 b
Indice d'équitabilité [J]	0,68 ± 0,19 c	0,20 ± 0,06 b	0,14 ± 0,05 a	0,34 ± 0,02 a

L'analyse des paramètres biologiques (biomasse, abondance, adulte, subadulte et juvénile) des vers de terre dans les sols de la région étudiée, exposés à diverses activités anthropiques (**tableau 17**), a été réalisée par comparaison par paire. Le test de Kruskal-Wallis a révélé une différence significative ($P < 0,05$) entre les sites pour ces paramètres. Nous avons remarqué que l'abondance ponctuelle des vers de terre varie considérablement selon les stations, allant d'un minimum de $(3,01 \pm 3,55)$ individus/m² dans le site 3 avec un ADL faible, voire (**tableau 1**), à un maximum de $(21,15 \pm 28,48)$ individus/m² au site 4 avec un ADL élevé. La biomasse moyenne varie également en fonction des sites, allant d'un minimum de $(2,78 \pm 3,43)$ g/m² au site 3 à un maximum de $(19,59 \pm 27,43)$ g/m² dans le site 4.

Par ailleurs, nous avons constaté que l'abondance des adultes avec un clitellum est similaire à celle des juvéniles dans les 4 sites étudiés. En moyenne, nous avons enregistré $(11,88 \pm 28,7)$ adultes et $(12,85 \pm 7,50)$ juvéniles par point de prélèvement. En revanche, le nombre moyen de subadultes diffère légèrement selon les sites, s'élève à $13,04 \pm 29,01$ individus par point de prélèvement.

En comparant les sites, nous avons observé que la biomasse et l'abondance sont plus élevées au site 4 par rapport aux autres sites.

En ce qui concerne les paramètres de la diversité (richesse, diversité et équitabilité) (**tableau 17**). Le test de Kruskal-Wallis a révélé des différences significatives ($p < 0,05$) intrinsèques, mais peu déséquilibrées. Cela indique que la région étudiée présente une faible diversité, avec une distribution peu équilibrée entre les espèces des différents sites.

3.1.1.3 Impact de l'activité anthropique (ADL) sur l'ensemble des paramètres biologiques et édaphiques

Les analyses de régression multiple ont été utilisées pour examiner comment les variables indépendantes, en particulier le paramètre ADL (intensité d'activité humaine exercée au sol), influencent les paramètres biologiques des vers de terre (abondance, biomasse, adultes, subadultes et juvéniles), y compris les paramètres biotiques et la diversité (richesse spécifique, indice de Shannon et indice de Pielou). Ces variables ont été sélectionnées en se basant sur une matrice de corrélations. Les résultats, présentés dans le **tableau 18**, révèlent que toutes les variables sélectionnées sont des

facteurs prédictifs statistiquement significatifs ($p \leq 0,05$) qui expliquent les variations de la variable "ADL".

Tableau 17: Impact de l'activité anthropique (ADL) sur l'ensemble des paramètres biologiques et édaphiques.

Variables indépendantes (X)	Type d'effet	Variables dépendantes (y)	Coefficients	p-values	Qualité du modèle	F	P
Abondance totale	Aléatoire	ADL	-4,824	<0,0001	R ² = 0,585	21,576	< 0,0001
Biomasse totale			0,328	0,744			
Subadultes			-0,858	0,393			
Adultes			0,217	0,829			
Juveniles			2,962	0,004	R ² = 0,405	21,556	< 0,0001
Richesse spécifique			-1,221	0,225			
Diversité de Shannon			3,211	0,002			
Indice d'équitabilité			3,886	0,000			

Ces résultats mettent en évidence une influence positive de l'intensité du travail des sols sur certains paramètres, notamment l'abondance et le taux de juvéniles des vers de terre, ainsi que sur la diversité et l'équitabilité des espèces dans chaque site. Ce qui montre que les variables liées à l'intensité du travail des sols ont une relation significative avec le comportement des vers de terre, ce qui suggère que les pratiques agricoles ou les conditions du sol peuvent avoir un impact sur la population et la diversité des vers de terre dans les différents sites étudiés

3.1.1.4 Discussion de la diversité dombricienne et leurs comportements vis-à-vis l'activité humaines :

L'étude menée dans la région d'Annaba a permis de recenser sept espèces de vers de terre, qui se situent dans la moyenne des expertises menées par (Zeriri et al., 2013 ; Omodeo et al., 2003 ; Bazri et al., 2013) à un niveau spatial similaire. De plus, nous avons pu identifier 5 nouvelles espèces : *Microscolex dubius* (Fletcher, 1887), *Microscolex phosphoreus* (Dugès, 1837), *Allolobophora mollerii* (Rosa, 1889), *Aporrectodea trapézoïdes* (Dugès, 1828) et *Octodrilus maghrebicus* (Omodeo & Martinucci, 1987), et en complément de celles déjà trouvées par Zeriri et al. (2013) dans une étude similaire dans la même région, *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826) sous le nom de *Nicodrilus caliginosus* (Bouché M, 1977), le nom de *Eseinia fetida* (Savigny, 1826) sous le nom de *Eisenia foetida* (Michaelsen, 1900), *Allolobophora chlorotica* (Gates, 1980). Aussi, la comparaison avec les travaux de Bazri et al. (2013), qui ont enregistré 27 espèces de vers de terre dans l'Est algérien, et de Baha (1997), qui en a enregistré 11 dans la région algéroise, nous amène à conclure que la diversité locale

(à Annaba) est moins élevée que la diversité régionale (dans l'Est). Cela est en accord avec les déclarations antérieures de **Reynolds (2018)**, qui indiquent que la diversité des vers de terre en Algérie est encore peu connue et limitée à 35 espèces jusqu'à présent. Ces constatations soutiennent l'affirmation selon laquelle les vers de terre préfèrent (souvent) les sols humides et bien drainés. Cependant, leur faible mobilité les empêche d'explorer les zones non humides, ce qui limite la diversité des vers observés. En Algérie, les études menées par **El-Okki et al. (2014)** et **Bazri et al. (2013)** et **Bouazdia (2017)** dans l'est du pays ont confirmé que la plus grande partie du territoire algérien a un climat semi-aride ou aride caractérisé par des précipitations rares et une importante fragmentation géologique. Les conditions climatiques défavorables freinent leur propagation. Selon **Phillips et al. (2019)** et **Singh et al. (2019)**, les facteurs climatiques sont déterminants pour les structures de la communauté des vers de terre et leur capacité de dispersion. Ils se joignent aux caractéristiques topographiques et pédologiques (**Fourcade et al., 2022 ; Li et al., 2023**).

Par rapport à la provenance des espèces inventoriées, selon **Kherbouche et al. (2012)** et **Reynolds (2018)**, les espèces provenant de la famille des Lumbricidae sont cosmopolites et relèvent de l'origine paléarctique, étant donné qu'elles sont originaires de l'Europe. **Yuan et al. (2007)** et **Masin et al. (2020)** disent que les espèces appartenant à la famille des Megascolecidae ont leurs origines dans la péninsule indochinoise. **Omodeo et Martinucci (1987)** disaient qu'*Octodrilus maghrébinus* était une espèce indigène, ce qui coïncide avec (**Bouché, 2003 ; Omodeo et al., 2003 ; Bazri et al., 2013 ; Reynolds, 2018**) qui ont soutenu la similitude entre les régions géologiques de la Corse, de la Sardaigne, de la Sicile, des Baléares et du Nord-Africain.

En outre, ces régions présentent une végétation méditerranéenne similaire, caractérisée par la présence de maquis, de garrigues ainsi que de chênaies. Ces formations végétales regroupent des espèces bien adaptées au climat chaud et sec (**Kherbouche et al., 2012**). Les plantes y possèdent des feuilles coriaces et des racines profondes, leur permettant d'extraire l'eau en profondeur.

Par ailleurs, selon **Carnovale et al. (2015)**, l'abondance de plantes vivaces dans ces milieux contribue à une augmentation de l'évapotranspiration, ce qui entraîne une diminution de l'humidité du sol, un facteur pourtant essentiel à la survie des vers de terre. Ces éléments suggèrent que le climat, bien qu'important, n'est pas le seul facteur influençant la diversité et l'abondance des vers de terre dans nos zones d'étude. Cette hypothèse rejoint les conclusions de **Castro et al. (2019)** et **Hoeffner et al. (2021)**, selon lesquelles la diversité du paysage peut également avoir des effets négatifs sur les

populations de vers de terre et leur abondance. Au contraire, plusieurs études antérieures, telles que celles de **Solomou et al. (2012)**, de **Talavera et al. (2020)** et de **Hoeffner et al. (2021)**, ont mis en évidence une corrélation significative entre l'activité humaine et la répartition des communautés de vers de terre.

En conséquence, l'indicateur ADL (voir tableau 1) a été utilisé pour évaluer l'impact anthropique sur les différents sites. L'analyse des vers de terre, selon les paramètres d'abondance, de biomasse totale, d'abondance relative des espèces et de structure d'âge, a révélé plusieurs variations significatives ($p < 0,05$) entre les différents niveaux d'ADL. Ces résultats ont été confirmés par le test non paramétrique de Kruskal-Wallis (**tableau 18**). Plusieurs études antérieures, telles que celles de **Solomou et al. (2012)**, de **Talavera et al. (2020)** et de **Hoeffner et al. (2021)**, ont mis en évidence une corrélation significative entre l'activité humaine et la répartition des communautés de vers de terre. Nos observations confirment cette tendance. Une fluctuation similaire de l'abondance et de la biomasse totale des vers de terre a été observée sur l'ensemble des sites, indiquant que ces deux paramètres sont fortement liés. Comme l'ont indiqué **Cameron et al. (2021)**, ils constituent deux aspects d'une même réalité spatiale. Nos résultats montrent que l'impact de l'agriculture sur les sols modifie la distribution des vers de terre. Par exemple, dans les zones à faible niveau d'intervention anthropique (faible ADL), le site 4 présente une abondance plus élevée que les sites 2 et 1. Le cas du site 3, bien que caractérisé par un faible ADL, se distingue par la présence d'une barrière physique limitant la dispersion des organismes. Ces constats sont en accord avec les travaux de **Feijoo et al. (2011)** et de **Talavera et al. (2020)**, qui ont montré une abondance plus élevée de vers de terre dans les sites faiblement perturbés. De même, **Cameron et al. (2021)** ont signalé des abondances plus faibles dans les zones soumises à une agriculture intensive. Les résultats de **Piétola et al. (2005)** et de **Hoeffner et al. (2021)** corroborent ces observations, soulignant les effets négatifs d'une charge élevée de bétail sur les communautés lombriciennes. **Capowiez et al. (2009)** ont également montré que l'utilisation d'engins lourds perturbe les galeries créées par les vers, réduisant leur abondance. Sur le site 3, la proximité d'une zone urbaine et la présence d'obstacles physiques (routes, haies, brise-vent) peuvent limiter la recolonisation des vers de terre sans toutefois affecter leur richesse spécifique. Ces observations sont cohérentes avec celles de **Smetak et al. (2007)** et de **Xie et al. (2018)**, qui ont montré que les vers se concentrent dans les zones perturbées, mais migrent difficilement en l'absence de corridors écologiques. Concernant les classes d'âge, nos données montrent une proportion plus élevée de vers subadultes, contrastant avec **Masín et al. (2020)**, qui ont relevé une prédominance de jeunes individus dans les zones fortement anthropisées. Ce décalage pourrait s'expliquer par une réduction de la taille corporelle des adultes suite au manque de ressources, entraînant une perte du clitellum (**Sims et Gerard, 1999**). **Xie et al. (2018)**

confirment que la biomasse des espèces superficielles diminue avec les perturbations. **Bertrand et al. (2015)** ajoutent que les jeunes vers, plus exposés aux aléas mécaniques et aux carences alimentaires, sont moins résilients que les adultes. Enfin, nous avons observé une baisse de la diversité, de l'homogénéité et de la richesse spécifique dans les zones à ADL élevé. Ces tendances confirment les résultats de **Kherbouche et al. (2012)** dans la vallée de la Soummam, où les systèmes agricoles intensifs, à base d'intrants chimiques ou organiques et de labours fréquents, réduisent la diversité lombricienne. Les sites 1 et 2, plus intensément exploités (agriculture intensive et arboriculture), montrent une diversité moindre que les sites 3 et 4, à vocation maraîchère ou agrumicole, moins perturbés.

3.1.2 Études des paramètres physico-chimique et leurs interactions avec les paramètres biologiques face au influences anthropiques :

3.1.2.1 Donnée édaphiques (Ph-CH) :

Les caractéristiques du sol ont été analysées à l'aide d'un test MANOVA pour comparer différents sites et évaluer leur relation avec l'activité humaine (ADL). Le test de Kruskal-Wallis a montré des différences importantes dans le pH et la teneur en argile entre les 4 sites ($p < 0,01$). De plus, des différences très significatives ($p < 0,001$) ont été observées entre les sites pour plusieurs variables, dont l'humidité, le calcium (Ca), le calcaire total (CT), la conductivité électrique (CE), le carbone organique total (COT), le potassium (K), le phosphore (P), la matière organique (MO), la capacité d'échange cationique (CEC), la salinité, le limon fin (LF), le limon grossier (LG), le magnésium (Mg) et l'azote (N). Cependant, il n'y a pas eu de différences significatives dans la taille des particules de sable fin (SF) et grossier (SG) entre les 4 sites (**Tableau 19 ; fig. 23**).

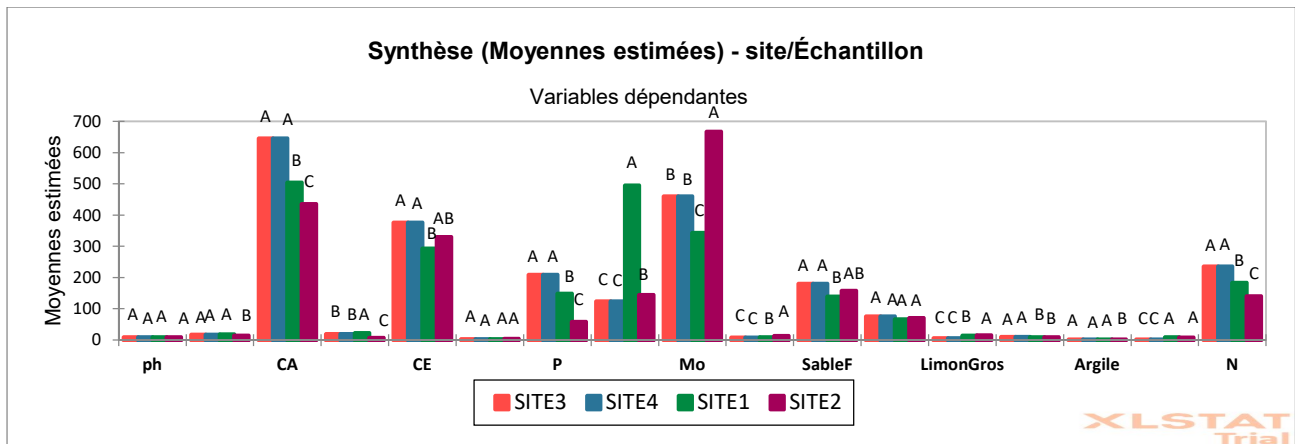


Figure 23: Diagramme des moyennes estimées des paramètres édaphiques en fonction des sites.

Les propriétés (SF, LF, LG, SG, CLAY) qui présente la granulométrie de la couche arable analysées en laboratoire montrent que la zone d'étude présente des sols de texture limon-sableuse. De plus, l'humidité (H) des sols indiquent que la zone d'étude est généralement sèche avec une moyenne de $(14,03 \pm 4,16 \%)$. Tandis que les valeurs de la salinité indiquent que l'ensemble des sols non salé avec une moyenne de $(158,68 \pm 14 \text{ mg/L})$ à 20°C . En plus, la conductivité électrique (CE) montre que la teneur la plus élevée est $(329,56 \pm 0,51 \text{ dSc.m}^{-1})$ est enregistrée au niveau du site 2 alors que la plus faible est $(282,66 \pm 5,52 \text{ dSc.m}^{-1})$ est enregistrée au niveau du site 4. La moyenne pour tous les sols étudiés est de l'ordre de $(0,319 \pm 0,042 \text{ dS.cm}^{-1})$. L'ensemble de la zone étudiée indique que les sols sont non salés (Durand, 1954). Les différences de valeurs entre les sites indiquent que les sols exposés à une activité de travail du sol importante (ADL) (tableau 1) ont une irrigation plus régulière par rapport au site 4.

Les valeurs de **pH** sont fortement alcalines dans tous les sites présentant une activité anthropique forte à modérée (ADL) avec une moyenne de $(8,48 \pm 0,26)$, tandis que le site 4 avec une activité anthropique faible (ADL) est moyennement alcalin avec une valeur de $(7,82 \pm 0,20)$ (Baize, 1988).

La matière organique (**MO**) dans l'ensemble des sites (1, 2 et 3) sont exposés à des niveaux décroissants d'activité anthropique (ADL) montre des taux élevés en matière organique avec une moyenne de $(9,31 \pm 2,96)$ indiquant que ces sols sont très riches en MO (Hazelton et Murphy, 2007). En revanche, le site 4 avec une faible activité anthropique, présente une faible valeur $(3,85 \pm 0,60)$ indiquant un taux moyen de teneur en matière organique. (Tableau 20).

Les valeurs moyennes de carbone organique total (**COT**) varient considérablement selon les types d'utilisation des terres. Les sites avec une diversité de potagers, comme le site 4, présentent des valeurs supérieures de COT par rapport aux champs de blé (site 1) et aux pépinières (site 2 et 3) (Tableau 20).

Des différences statistiquement significatives ont été observées entre tous les 4 sites. En ce qui concerne la quantité de Carbone totale (CT) détectable, la plus élevée (**21.5 %**) est enregistrée au niveau du site 1 alors que la plus faible (**6.83 %**) est enregistrée au niveau 2. La moyenne pour tous les sols étudiés est de l'ordre de (**14.91 %**). Ce qui présente un taux inférieur à **25 %** de CaCO₃ (**Baize, 1988**), indiquant un taux modéré en CT dans la zone d'étude.

Tableau 18: variation des paramètres PH-CH des échantillons de sole prélevés dans les quatre sites de la région d'ANNABA.

Sites	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
SF [%]	70,72 ± 7,18 C	70,18 ± 5,09 C	75,19 ± 9,54 A	71,48 ± 8,56 B
LF [%]	13,87 ± 0,11 B	14,73 ± 0,38 A	06,12 ± 0,41 D	9,33 ± 2,63 C
LG [%]	9,04 ± 0,29 C	08,83 ± 0,45 D	10,11 ± 0,10 A	0,73 ± 0,27 B
SG [%]	1,55 ± 0,05 -	01,68 ± 0,16 -	01,49 ± 0,17 -	1,56 ± 0,91 -
Argile [%]	8,4 ± 0,10 B	8,15 ± 0,05 B	01,49 ± 0,10 C	16,89 ± 7,07 A
H [%]	17,69 ± 0,83 A	13,40 ± 0,13 B	16,62 ± 0,11 C	8,42 ± 0,60 A
CE [us/cm à 80 °C]	292 ± 2,65 A	329,56 ± 0,51 B	375,33 ± 27,79 C	282,66 ± 5,52 A
Salinité [mg/l à 20°C]	138,96 ± 1,00 C	157,4 ± 0,10 B	179,7 ± 13,48 A	121,8 ± 12,14 A
pH	8,25 ± 0,32 A	8,44 ± 0,19 B	08,77 ± 0,14 B	7,82 ± 0,20 A
MO [%]	7,90 ± 0,80 A	12,72 ± 0,16 C	07,32 ± 0,09 B	3,85 ± 0,60 A
COT [%]	2,96 ± 0,25 A	03,5 ± 0,44 B	02,66 ± 0,42 A	5,166 ± 0,06 B
CT [%]	21,5 ± 0,50 D	6,83 ± 0,76 A	19,5 ± 0,50 C	11,83 ± 1,61 B
K [mg/Kg]	141,66 ± 12,34 B	57,66 ± 1,53 A	208,33 ± 15,01 C	26,66 ± 2,31 A
Ca ² [mg/Kg]	490,73 ± 22,99 A	435,16 ± 10,01 B	645,6 ± 39,35C	153,5 ± 71,45 D
P [mg/Kg]	499,33 ± 9,02 B	143,66 ± 10,12 A	123,66 ± 5,13 C	61 ± 4,36 A
Mg ² [mg/Kg]	178,6 ± 8,34C	139,46 ± 16,15 B	235,2 ± 14,20 A	550 ± 14,73 C
N [mg/Kg]	103,66 ± 7,57B	143 ± 7,21 A	97,33 ± 4,93 C	78 ± 4,58 D
CEC [mék /100g sol]	8 ± 0,769B	6,35 ± 0,40 C	11,61 ± 0,29 A	11,16 ± 0,65A

Les propriétés (SF, LF, LG, SG, CLAY) de la couche arable analysées en laboratoire montrent que la zone d'étude présente des sols de texture limon-sableuse (**Duchaufour, 1991**). De plus, l'humidité (H) des sols indique que la zone d'étude est généralement sèche avec une moyenne de $14,03 \pm 4,16$ %. Tandis que les valeurs de la salinité indiquent que l'ensemble des sols est non salé avec une moyenne de $158,68 \pm 14$ mg/L à 20 °C. En plus, la conductivité électrique (CE) montre que la teneur la plus élevée ($329,56 \pm 0,51$ dSc.m⁻¹) est enregistrée au niveau du site 2, alors que la plus faible ($282,66 \pm 5,52$ dSc.m⁻¹) est enregistrée au niveau du site 4. La moyenne pour tous les sols étudiés est de l'ordre de $0,319 \pm 0,042$ dS.cm⁻¹. L'ensemble de la zone étudiée indique que les sols sont non salés (**Durand, 1954**). Les différences de valeurs entre les sites indiquent que les sols exposés à une activité de travail du sol importante (ADL) (**tableau 1**) ont une irrigation plus régulière par rapport au site 4. Les valeurs de pH sont fortement alcalines dans tous les sites présentant une activité anthropique forte à modérée

(ADL) avec une moyenne de $8,48 \pm 0,26$, tandis que le site 4 avec une activité anthropique faible (ADL) est moyennement alcalin avec une valeur de $7,82 \pm 0,20$ (**Baize, 1988**).

La matière organique (MO) dans l'ensemble des sites (1, 2 et 3) exposés à des niveaux décroissants d'activité anthropique (ADL) montre des taux élevés en matière organique avec une moyenne de $9,31 \pm 2,96$ indiquant que ces sols sont très riches en MO (**Hazelton et Murphy, 2007**). En revanche, le site 4 avec une faible activité anthropique présente une faible valeur ($3,85 \pm 0,60$) indiquant un taux moyen de teneur en matière organique.

Les valeurs moyennes de carbone organique total (COT) varient considérablement selon les types d'utilisation des terres. Les sites avec une diversité de potagers, comme le site 4, présentent des valeurs supérieures de COT par rapport aux champs de blé (site 1) et aux pépinières (sites 2 et 3) (**tableau 2**). Des différences statistiquement significatives ont été observées entre tous les 4 sites. En ce qui concerne la quantité de carbone totale (CT) détectable, la plus élevée (21,5 %) est enregistrée au niveau du site 1, alors que la plus faible (6,83 %) est enregistrée au niveau 2. La moyenne pour tous les sols étudiés est de l'ordre de (14,91 %). Ce qui présente un taux inférieur à 25 % de CaCO_3 (**Baize, 1988**), indiquant un taux modéré en CT dans la zone d'étude.

En ce qui concerne les ions interchangeables, des différences moyennement significatives ($p < 0,05$) intersite ont été observées dans l'ensemble de la zone d'étude pour les ions (K^{2+} , Ca^{2+} , P, Na^{2+} , Mg^{2+} et N). Des différences significatives ont été signalées en fonction de l'utilisation des sols pour chaque élément. Un taux très riche en potassium (K^{2+}) est observé au site 3 avec une différence très hautement significative ($p < 0,05$) en comparaison aux autres sites, avec une valeur de ($208,33 \pm 15,01$ mg/kg), suivie du site 1 qui indique un taux moyen de potassium avec une valeur de ($141,66 \pm 12,34$ mg/kg), tandis que les sites 2 et 4 présentent des niveaux pauvres à très pauvres, respectivement avec une moyenne de ($41,16 \pm 21,92$ mg/kg). Le calcium (Ca^{2+}) est estimé pauvre (**Équiterre, 2011**) dans tous les sites avec une moyenne de $431,24 \pm 205,66$, sauf au site 3, où sa concentration est légèrement moyenne avec une valeur de ($645,6 \pm 39,35$). Le phosphore (P) au site 1 a montré des valeurs élevées ($499,33 \pm 9,02$ mg/kg) par rapport aux autres sites, qui présentent des valeurs faibles de P ($143,66 \pm 10,12$ mg/kg) jusqu'à ($61 \pm 4,36$ mg/kg) pour les sites 2 et 4 respectivement. La moyenne des sites est de ($206,91 \pm 198,09$ mg/kg, voire 0,206 %) inadéquate, un déficit en P pour l'ensemble des sites (**CRAAQ, 2003**). Les sites 1, 2 et 3 présentent des taux moyens de magnésium (Mg^{2+}) avec des valeurs qui varient de ($139,46 \pm 16,15$ mg/kg) au site 1 jusqu'au ($235,2 \pm 14,20$ mg/kg) au site 3, sauf pour le site 4 qui présente une différence hautement significative ($p < 0,05$) avec une valeur indiquant que le taux de Mg^{2+} est bon au site 4 (**Équiterre, 2011**). Les résultats obtenus pour la teneur d'azote (N)

montrent que le taux moyen enregistré est de $(105,49 \pm 27,28 \text{ mg/kg})$, voire 0,0105 %, ce qui indique que les sols de la zone d'étude sont pauvres en azote (**SSDS, 1993**).

En ce qui concerne la capacité d'échange cationique (CEC), le taux moyen enregistré pour l'ensemble de la région est estimé à $(9,28 \pm 2,237)$, ce qui indique que la capacité d'échange est légère selon les normes de la **CRAAQ (2003)**.

3.1.2.2 Discussion des donnée édaphiques

Les résultats de notre étude montrent qu'il y a des différences significatives entre les propriétés de sol collectées sur les sites de la zone d'étude ($p > 0,05$) en raison des différences dans l'utilisation des terres, l'activité anthropique et la composition de la diversité végétale de chaque site. Cela est cohérent avec les études antérieures. **Geissen et al. (2009)** et **Xiaochen et al. (2022)** ont montré que les différentes utilisations des terres ont des effets significatifs sur les propriétés chimiques du sol. Cependant, malgré des conditions climatiques similaires et un même type de sol (limoneux-sableux), cette texture influence la capacité du sol à retenir l'eau et le climat semi-aride rend déjà ces sols secs, entraînant ainsi une faible rétention d'eau et d'autres éléments nutritifs interchangeables. Ces observations suggèrent qu'ils pourraient avoir un impact sur la disponibilité d'eau, de matière organique et d'éléments nutritionnels et leur charge d'absorption, ce qui affecte la flore terrestre et influence à son tour la diversité des espèces microbiennes et lombriciennes dans la région (**Lee, 1985**).

Les données de cette recherche sur l'impact des pratiques agricoles exercées dans divers sites et les propriétés édaphiques sont compatibles avec les informations antérieures de **Manzoni et al. (2012)** citées dans l'étude de **Triantafyllidis et al. (2020)**. En fait, ces informations antérieures attestent que certaines pratiques de gestion, comme le travail du sol, l'irrigation, le traitement des résidus, l'engrais/pesticide, influent sur la biodiversité végétale, ce qui peut entraîner des modifications de caractéristiques du sol dans les champs cultivés, ainsi qu'une influence sur la faune terrestre. De plus, (**Triantafyllidis et al. 2020**) démontrent que les propriétés physico-chimiques des sols agricoles sont principalement influencées par des facteurs géogéniques et anthropiques, telles que l'application de chaulage ou d'acidification, qui peuvent interagir avec le CaCO_3 géogénique et modifier ultérieurement le pH des sols. Cela explique également les taux élevés de pH enregistrés dans nos analyses et la faible concentration de Ca^{2+} et le phosphore élevé, étant donné que les études antérieures révèlent une absorption rapide du phosphate de calcium, augmentant ainsi la biodisponibilité du phosphore des sols alcalins. En outre, le pH du sol est également lié au type de culture des plantes et à la nature des engrais, comme l'ont affirmé **Goulding (2016)**.

Les résultats de notre étude montrent des différences significatives dans la teneur en matière organique du sol et une diminution de la teneur en azote dans les sites avec des niveaux plus élevés de carbone organique dans les sites avec des amendements biologiques des sites 3 et 4 par rapport aux sites avec l'utilisation prolongée d'engrais minéraux dans les sites 1 et 2. Ces résultats sont cohérents avec les études précédentes, telles que **Triantafyllidis et al. (2020)**, qui, comme mentionné précédemment, ont également trouvé des quantités plus élevées de carbone organique dans les oliveraies et les champs abandonnés par rapport aux champs de maïs. Cette conclusion peut être expliquée par l'impact favorable des pratiques agricoles biologiques sur le carbone organique : elles conduisent au stockage du carbone. De plus, les résultats de l'étude de **Xiaochen et al. (2022)** signalent que la fragmentation du paysage agricole — une plus grande diversité de parcelles — est associée à des concentrations de carbone organique plus élevées. Contrairement à cela, les taux de concentration les moins élevés se trouvaient dans les régions caractérisées par une homogénéité plus significative dans la disposition des exploitations agricoles. Suggérant que des cultures plus variées et une alternance rapide des monocultures, qui se manifestent par une plus grande diversité des cultures, sont des pratiques bienvenues pour maintenir des niveaux de concentration élevés en carbone organique dans le sol.

Quant au taux d'azote, nos investigations prouvent que l'utilisation inadéquate des engrais minéraux peut influencer une diminution d'azote dans le sol. Cependant, cette observation est conforme à l'étude de **Colombo et al (2015)**. Ou les zones agricoles avaient des concentrations élevées de nitrates dans les sols en raison de l'utilisation abusive des engrais minéraux.

Enfin, l'étude de **Bojago et Abrham (2023)** indique comment diverses pratiques de conservation des sols et de l'eau, y compris les terres agroforestières, les haies vives et les terrasses, influent sur les propriétés physiques et chimiques de la diversité du sol régional. Ainsi, il met en lumière l'importance des pratiques de conservation des sols pour maintenir la santé des sols et des niveaux d'azote suffisants. Ce qui est en accord avec nos suggestions qui mettent en évidence que l'utilisation excessive d'engrais minéraux peut avoir des effets néfastes sur l'équilibre nutritionnel du sol, tandis que les amendements biologiques peuvent contribuer à une meilleure conservation des éléments nutritifs tels que la matière organique et l'azote du sol et le rapport des deux.

Bien que ce soit en opposition à une étude globale par **Hassani et al. (2020)**, qui ont montré des taux élevés sur près de 16,49 millions d'hectares de terres cultivées, la conductivité électrique de nos sols s'est révélée être faible. Cela peut être attribué à plusieurs raisons, dont certaines peuvent être saisonnières, à la suite de **Li et al. (2008)**, car le niveau de précipitation et d'évaporation est largement tributaire des températures. De plus, la texture particulière des sols de notre région, limonette à

mollisol, peut également affecter la conductivité. Cette structure particulière des sols, avec une faible teneur en sels dissous, une faible teneur en eau, un pH neutre à basique et/ou une faible capacité d'échange cationique CEC, est soutenue par les résultats de **Triantafyllidis et al. (2020)**, qui ont montré que la CE du sol est fortement liée à la teneur en nitrates du sol, à la teneur en argile et à des cations échangeables tels que le magnésium (Mg). Par conséquent, ces facteurs pourraient expliquer les différences dans les taux de CE du sol dans notre région.

3.1.2.3 Corrélation des paramètres physicochimiques sur les paramètres biologiques :

Le **Tableau 20** présente la corrélation bilatérale de Pearson entre les paramètres biologiques de la communauté des vers de terre et les propriétés édaphiques du sol. Il est à noter que la biomasse a présenté des valeurs de corrélation positive significative ($p < 0,05$) avec les variables suivantes : Ca^{2+} , N, l'argile voir moyenne avec COT, ainsi qu'une corrélation négative très élevée avec l'humidité, pH et Mg^{+2} et moyenne avec CE, salinité ($p < 0,05$). Tandis que pour l'abondance les résultats montrent qu'il existe des corrélations positives moyennes ($p < 0,05$) avec l'argile, P, COT, LF et N ; et une corrélation négative avec les variables suivantes : pH, salinité et CE et Mg^{+2} .

Tableau 19: *Corrélation de Spearman entre les paramètres PH-CH, sur les paramètres biologiques et les paramètre de la Diversité.*

Variables	Biomasse Totale	Abondance totale	Adultes	Subadultes	Juvéniles
pH	-0,805	-0,727	-0,649	-0,786	0,168
H (%)	-0,831	-0,289	-0,092	-0,599	0,225
Ca^{2+} (mg/Kg)	0,879	0,164	0,193	0,391	-0,682
CT (%)	-0,301	-0,114	0,294	-0,428	-0,453
CE (us/cm à 80 °C)	-0,393	-0,655	-0,641	-0,574	-0,008
COT (%)	0,502	0,403	0,357	0,474	-0,163
K^{2+} (mg/Kg)	-0,262	0,034	-0,195	-0,149	-0,050
P^{2+} (mg/Kg)	-0,282	0,511	0,634	0,146	0,292
Mg^{2+} (mg/Kg)	-0,704	-0,436	-0,668	-0,388	0,736
MO (%)	-0,132	0,175	0,195	0,070	0,139
Salinité	-0,577	-0,710	-0,682	-0,681	0,093

SF (%)	-0,054	-0,337	-0,329	-0,247	-0,122
LF (%)	-0,033	0,376	0,336	0,264	0,256
CEC (méq /100g sol)	-0,085	0,178	0,243	0,063	0,031
SG (%)	0,038	-0,006	-0,019	0,052	0,154
Argile (%)	0,860	0,629	0,461	0,786	-0,107
N (mg/Kg)	0,877	0,204	0,272	0,397	-0,719

La matrice indique également que chaque catégorie d'âge de lombrics présente des corrélations significatives avec les paramètres édaphiques. En ce qui concerne les subadultes, qui représentent la majorité des vers récoltés, on voit qu'ils ont des corrélations positives ($p < 0,05$) avec les variables suivantes : argile, COT, N et Ca^{+2} . Et des corrélations négatives avec pH, salinité, H, CE, CT et Mg^{+2} . Les données de la matrice indiquent également que les corrélations entre les adultes et P, argile et COT sont significativement positives ($p < 0,05$) et qu'il existe des corrélations négatives avec les éléments suivants : salinité, Mg^{+2} , pH et CE ($p < 0,05$). Pour les juvéniles, on note qu'il y avait des corrélations positives avec le Mg ($p < 0,05$) et des corrélations négatives avec les éléments suivants : N, Ca^{2+} et CT respectivement ($p < 0,05$). Ce qui indique que la relation entre l'abondance, juvénile et adulte avec la plupart des variables édaphiques est moyenne.

3.1.2.4 Discussion de l'interaction entre les paramètres édaphique et biologiques :

Les résultats de la corrélation bilatérale de Pearson entre les paramètres édaphiques du sol et la biomasse, ainsi que l'abondance des vers de terre, ont révélé des relations significatives et intéressantes.

Nous avons pu identifier des corrélations significatives entre la biomasse et l'abondance des vers de terre avec certains paramètres édaphiques du sol, notamment les niveaux d'argile, de matière organique totale (COT), de calcium (Ca^{2+}) et le taux d'azote (N). Ces résultats soulignent l'importance cruciale de la disponibilité de ces éléments dans le sol pour soutenir les populations de vers de terre. Nos observations suggèrent également que l'utilisation d'engrais organiques offre une source de nourriture supplémentaire aux vers de terre, contribuant ainsi à accroître leur abondance. Ces constatations sont en accord avec des études antérieures, telles que celle menée par **Bilalis et al. (2009)** et **Castro et al. (2019)**, qui ont souligné l'importance des engrais organiques comme source de nourriture pour les vers de terre, telle l'incorporation des fumiers de ferme et son effet positif sur l'abondance des vers de terre, ce qui confirme nos observations sur le site 4.

Une différence majeure entre nos résultats et ceux de **Carnovale et al. (2015)** concerne la corrélation entre le carbone organique et la densité des vers de terre. Alors que notre étude a révélé une corrélation positive significative, **Carnovale et al. (2015)** n'ont pas trouvé de telle relation. Cette divergence peut être attribuée à des différences dans les types de sols, les pratiques agricoles ou les espèces de vers de terre étudiées. Nous devons garder à l'esprit que la biologie des vers de terre est complexe et que leur abondance peut être influencée par une multitude de facteurs.

En outre, nos résultats et ceux de **Crumsey et al. (2014)** suggèrent que la densité des vers de terre peut être influencée par l'apport de la litière de feuilles. Cependant, l'absence de corrélations fortes entre les propriétés chimiques du sol et l'abondance des vers de terre souligne que d'autres facteurs, tels que l'utilisation des terres et le temps écoulé depuis l'établissement, jouent un rôle plus important dans ce contexte. Ces constatations soulignent l'importance cruciale de la disponibilité des éléments nutritifs tels que le calcium, le magnésium et la matière organique dans le sol pour maintenir des populations abondantes de vers de terre.

En revanche, une corrélation négative très élevée a été constatée avec la faible humidité du sol, le pH fortement alcalin, le sodium (Mg^{2+}), ainsi que la salinité et la CE en relation avec la biomasse et l'abondance des vers de terre. Cette observation est en accord avec les études antérieures de **Yuan et al. (2007)** et **Owojori et Reinecke. (2009)** qui ont également démontré que la salinité du sol avait des effets néfastes sur la croissance et la survie des vers de terre et qui ont rapporté qu'un faible taux de sodium, associé à une salinité et une CE réduite, pourrait indiquer une disponibilité réduite en nutriments essentiels pour les vers de terre, tels que l'azote, le phosphore et le potassium, comme de plus **(Natalio et al., 2021)** ont observé que des déséquilibres ioniques conduisaient à une baisse de biomasse due à un stress osmotique provoquant chez les vers de terre une perturbation de leurs mécanismes homéostatiques. En conséquence, une faible disponibilité en nutriments pourrait limiter leur croissance, leur reproduction et leur abondance dans le sol.

Concernant le pH, nos résultats ont révélé des corrélations négatives avec l'abondance et la biomasse des vers de terre. Cependant, ces corrélations ne sont pas en accord avec certaines études antérieures **(Ma et al., 2000 ; Hoeffner et al., 2021)** qui ont montré une corrélation positive entre l'augmentation du pH du sol et l'abondance des vers de terre. En accord avec **Lavelle et al. (1995)** et **Li et al. (2023)**, qui ont suggéré qu'un taux moyen de pH qui se situe dans l'intervalle optimal pour leur prolifération ne se présente pas comme étant un facteur significatif lié à la distribution des vers de terre.

3.1.2.5 Facteurs qui influencent la distribution de la composition des espèces :

Une projection d'analyse de correspondance contrainte (CCA) a été réalisée pour illustrer la relation et l'influence des principales variables environnementales édaphiques sur la distribution de la communauté des vers de terre (**Fig. 24**). Cette projection a pris en compte **56,19 %** de l'ensemble des informations, et seuls les deux premiers axes factoriels ont clairement démontré une colinéarité entre les variables et les objets, représentant ainsi **99,00 %** de la variabilité des données analysées.

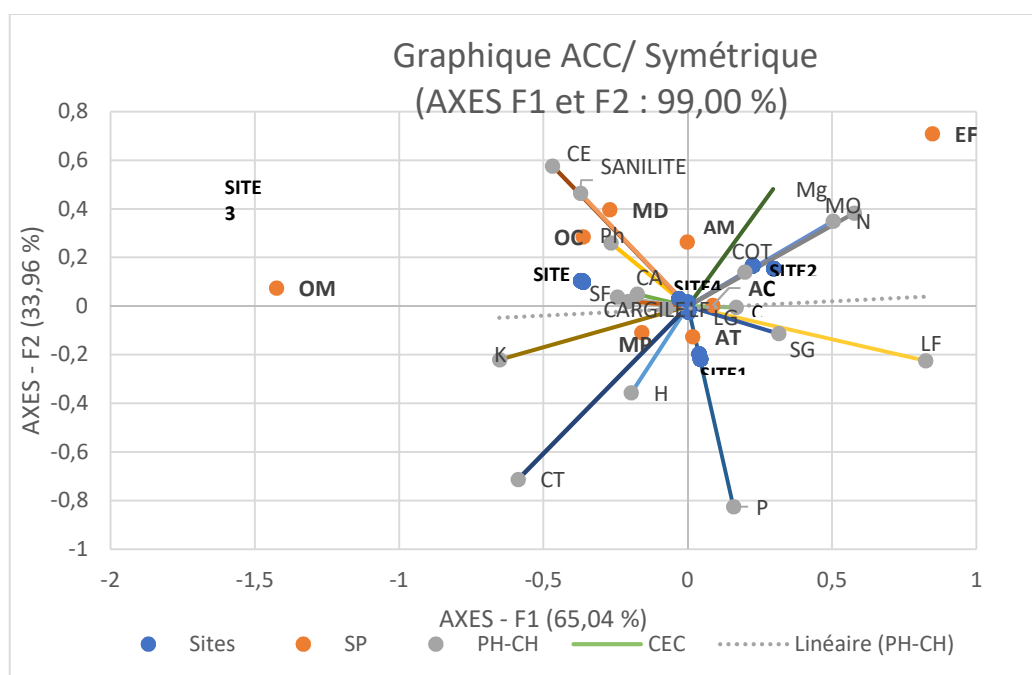


Figure 24: Diagramme d'ordination basé sur l'ACC de l'abondance des espèces de lombrics et des paramètres édaphiques.

Un total de **49,9 %** de la variance totale ($p < 0,05$) est expliqué par les facteurs environnementaux. Les projections des **axes I et II** dans l'analyse CCA partielle montrent les sites avec différentes intensités d'utilisation des sols ainsi que leur disposition spatiale. Les valeurs propres représentatives sont de **65,04 %** pour l'axe I et de **33,96 %** pour l'axe II, contribuant à une inertie explicative totale de **55,63 %**. Les noms des espèces sont mis en évidence en gras, tandis que les paramètres édaphiques sont en caractères normaux.

La conductivité, la salinité et d'autres éléments nutritifs semblent être les principaux facteurs influençant l'abondance des différents écotypes de vers de terre dans des directions opposées. Les deux axes ont montré une distribution spatiale comparable pour toutes les espèces, à l'exception d'*Eisenia fetida*, qui est attirée par la matière organique (optimum écologique), et d'*Octodrilus maghrebinus*, dont l'abondance diminue avec l'augmentation de la conductivité et de la salinité.

Cela suggère que certains groupes d'espèces sont alignés le long de l'axe I, composé de *Microscolex phosphoreus*, d'*Aporrectodea caliginosa* et d'*A. trapezoides* ainsi que d'*Allolobophora molleri*. Ces espèces ont tendance à occuper des endroits avec une texture limono-sablonneuse, riche en matière organique, en calcaire total et en autres éléments en charges nutritifs (P, K et N), ce qui correspond à une forte influence humaine.

Le deuxième groupe est situé le long de l'axe II, où la conductivité, la salinité et le pH jouent un rôle prépondérant. Ce groupe comprend *Microscolex dubius* et *Octodrilus complanatus*, indiquant ainsi leur affinité pour les conditions de sol bien drainées.

3.1.2.6 Discussion de la réponse multifactorielle entre l'ensembles des données édaphiques, biologique et l'activité anthropique (ADL) :

Les résultats de l'analyse de correspondance canonique (ACC) corroborent et complètent les corrélations de Pearson en stipulant que les facteurs environnementaux conductivité, salinité et autres éléments nutritifs impactent de manière significative la distribution des différents écotypes de vers de terre. Il est à noter que ces éléments peuvent affecter d'une manière ou d'une autre l'existence du travail du sol dans un écosystème ciblé. Notamment, les observations extraites de ACC ont révélé une certaine affinité pour le groupe d'espèces endogées dont *Microscolex phosphoreus* (Dugès, 1837), *A. caliginosa*, *A. trapezoides* et *Allolobophora molleri* (Rosa, 1889) sur les éléments nutritifs du sol. Ces résultats confirment ceux de **Castro et al. (2019)**, qui ont confirmé que cette espèce *Aporrectodea caliginosa* et d'autres composent la communauté de vers de terre quant aux vergers classiques en raison de son adaptation aux changements environnementaux et de sa valeur de reproduction dans un environnement riche en amendements organiques. De même, les conclusions de **Kherbouche et al. (2012)** et de **Xu et al. (2023)** ont établi que les résidus organiques des déchets agricoles ont fourni les éléments nutritifs essentiels qui améliorent les aspects physico-chimiques du sol, ce qui a favorisé les populations et les activités microbiennes et fauniques du sol.

En outre, l'ACC a montré que *Microscolex dubius* et *Octodrilus maghrebinus* avaient une abondance réduite en présence d'une augmentation de la conductivité, de la salinité et du pH du sol. Selon ce que **Tao et al. (2012)** ont découvert durant leurs expériences sur le stress osmotique, Cependant, ces résultats sont à interpréter avec prudence, car la distribution inégale des vers de terre à travers les profils de sol des différents traitements peut aussi avoir été à l'origine de ces résultats. D'après **Natalio et al. (2021)**, l'abondance faible des vers épigés, comme *Microscolex dubius*, est expliquée par le fait que ces derniers, en proximité de surface, peuvent être affectés par les dangers chimiques et

physiques qui causent leur mortalité, contrairement aux endo-anéciques, comme l'*Octodrilus maghrebinus*, qui sont plus présents, puisque leur distribution est plus profonde et moins exposée, de plus qu'ils sont protégés par les gradients de dilution formés par la profondeur du sol. D'autre part, *Eisenia fetida* n'a montré aucune préférence significative pour les sites, mais a été bien sélectionnée pour celui qui est riche en matière organique fraîche en décomposition. Ils se sont trouvés dans les sols 4 et 3, donc riches en matière organique fraîche en décomposition, telle que les débris végétaux et les feuilles mortes, en accord avec **Barthod et al. (2018)**, qui ont montré que les vers épigés activent la formation des matériaux organo-minéraux qui stabilisent le carbone et augmentent l'efficacité d'utilisation du carbone par les micro-organismes du sol, et avec **Lee (1985)**, qui a affirmé que sa présence est donc bénéfique pour la santé et la fertilité globale du sol.

De plus, d'autres études similaires menées par **Kherbouche et al. (2012)**, **Castro et al. (2019)** ou encore **Vignozzi et al. (2019)** ont déjà montré que des pratiques de gestion des sols basées sur l'agriculture biologique telles que l'intégration des résidus de culture qui sont conservés, et les résidus d'élevage peuvent préserver la matière organique du sol et aboutir à des communautés de vers de terre plus diversifiées, ce qui semble confirmer ce que nous avons observé durant l'expérimentation sur le site 4 par rapport aux classements antérieurs des autres sites. Cela signifie que les amendements organiques utilisés dans les pratiques biologiques fournissent des nutriments qui leur sont nécessaires pour leur régime alimentaire, améliorant ainsi leur diversité et leur abondance dans les environnements méditerranéens. Inversement, les sols riches en amendements organiques et minéraux, les pratiques conventionnelles semblent avant tout favoriser des taux de reproduction des vers plus élevés en raison des apports en carbone, azote, phosphore et potassium, les éléments composant les besoins nutritifs du ver de terre pour sa croissance et sa reproduction. Ces résultats sont cohérents avec les résultats des travaux d'**Ammer et al. (2006)** qui ont montré que la quantité et la qualité de la nourriture à elles seules ne peuvent expliquer la présence ou la distribution des vers de terre, puisque d'autres éléments entrent également en compte. Par exemple, la biomasse des vers de terre est la plus faible dans les vieilles forêts, c'est ainsi que les ressources de haute qualité leur manquent. Ainsi, d'autres facteurs rendent leur nourriture bien moins déterminante pour leur abondance dans ces environnements maturés, tels que mentionné par **Carnovale et al. (2015)**.

Les résultats d'ACC suggèrent également que la qualité de la matière organique produite par une population mixte de plantes. Sont un facteur clé, est plus révélatrice pour l'abondance des vers de terre, qui semble être un entraînement plus important pour leur attraction. Par exemple, la matière organique produite par les labiles dérivés de la litière et de la rhizodéposition sont cruciaux pour les vers de terre,

puisqu'ils fournissent des nutriments et des substrats de nourriture favorable pour leurs développements de (Xie et al. 2018). Nos mettre en évidence donc que prendre en considération les présences des ressources de qualité et diversité des ressources disponibles influences peut-être nous aider à mieux comprendre la distribution et l'abondance des vers de terre dans les écosystèmes étudiés.

3.2 Résultats et discussion de deuxième Chapitre :

3.2.1 Évaluation de la contamination en métaux lourds des sols des sites étudiés

3.2.1.1 Profil métallique des sols pour les Sites échantillonnés :

Les concentrations en éléments traces métalliques (ETM) analysées (Cd, Pb, As, Zn, Cu, Cr, Co, Ba) présentent une complémentarité avec les observations précédentes sur l'activité physique appliquée aux différents types de sols (ADL). L'interprétation repose uniquement sur l'analyse de la fraction totale, et le choix des ETM s'est basé sur ce qui est disponible en littérature. Les résultats sont exprimés sous forme de moyennes \pm écart-type dans le (tableau 21 ; fig. 25), et les lettres associées aux valeurs reflètent les différences estimées lors des comparaisons multiples pour chaque site ou échantillon, selon le test **post-hoc de Tukey (HSD)** montrant des variations significatives entre les sites étudiés :

Tableau 20: Valeurs des teneurs métalliques en fonctions des sites d'échantillonnage (moyenne \pm ectype)

Modalité	Cd mg/kg	Pb mg/kg	As mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Co mg/kg	Ba mg/kg
SITE2	4,36 \pm 0,35 B	1,76 \pm 0,75B	22,75 \pm 0,51B	114,71 \pm 0,3B	16,27 \pm 0,48 B	127,29 \pm 0,43A	181,63 \pm 0,37A	250,23 \pm 0,41B
SITE1	5,59 \pm 0,58 A	2,38 \pm 0,38 A	34,51 \pm 0,73 A	58,30 \pm 0,7 C	4,98 \pm 0,27C	105,43 \pm 0,29B	144,97 \pm 0,67B	203,42 \pm 0,35C
SITE3	4,33 \pm 0,33 C	0,14 \pm 0,14 C	8,63 \pm 0,63 C	325,10 \pm 0,1A	75,39 \pm 0,33 A	82,26 \pm 0,26D	113,12 \pm 0,12C	286,67 \pm 0,67 A
SITE4	1,04 \pm 0,03 D	0,20 \pm 0,19C	6,79 \pm 0,73 D	46,32 \pm 0,32 D	0,09 \pm 0,08D	85,16 \pm 0,16C	51,54 \pm 0,53D	46,73 \pm 0,72D
Pr > F(Modèle)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Significatif	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

Les valeurs moyennes sont de 3,78 mg/kg pour le Cd, 1,06 pour le Pb, 17,76 pour l'As, 138,05 pour le Zn, 24,90 pour le Cu, 97,56 pour le Cr, 117,47 pour le Co et 191,90 pour le Ba. Les résultats ont été comparés aux teneurs mondiales établies par **Kabata-Pendias (2011)**.

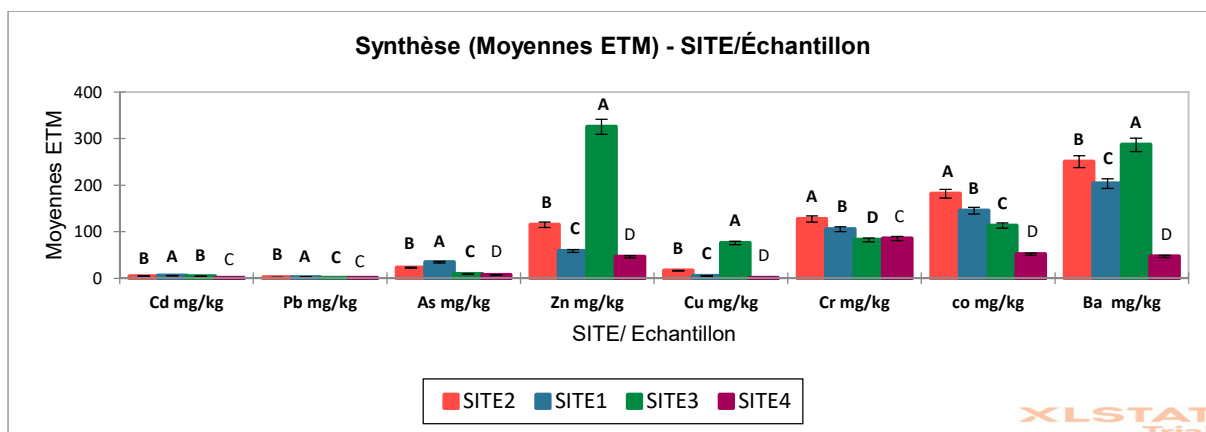


Figure 25: répartitions des moyennes pour les teneurs métalliques (ETM) en fonctions des sites échantillonnée.

Tableau 21: comparaisons entres les teneurs métalliques des sites échantillonnée et d'autres études régionales et globales.

Référence	Nos résultats (Annaba)	Benhalima, 2024 (Annaba)	Él hadefet al, 2016 (Constantine)	Xufeng et al, 2022 (Chine)	Boughatas, 2016 (Tunis)	Kabata-Pendias, 2011
ETMS		National		Mondial		Seuil mondial
Cd (mg/kg)	1.2 - 1.5	0.8 - 1.3	0.6 - 1.2	0.5 - 2.0	0.6 - 1.8	< 3
Pb (mg/kg)	160 - 250	140 - 200	130 - 180	100 - 200	140 - 220	85 - 300
Zn (mg/kg)	350 - 450	250 - 400	200 - 380	180 - 400	200 - 350	150 - 300
Cu (mg/kg)	120 - 180	90 - 150	80 - 140	60 - 140	80 - 160	60 - 150
Cr (mg/kg)	90 - 130	60 - 100	50 - 90	50 - 100	60 - 110	50 - 200
Co (mg/kg)	25 - 30	15 - 20	12-18	10 -25	15 - 28	05 - 20
Ba (mg/kg)	600 - 750	400 - 600	350 - 500	300 - 600	350 - 700	300 -1000

3.2.1.1.1 Les teneurs en Cd :

Les valeurs varient de 1,04 mg/kg au site 4 à 5,59 mg/kg au site 1 (tableau 21). En les comparant aux teneurs moyennes des sols à l'échelle mondiale (Kabata-Pendias., 2011) (Tableau 22), les niveaux observés dans nos sites se révèlent supérieurs et présentent à ce fait une pollution métallique. La représentation graphique (fig. 25) des teneurs en Cd total représente des variations très significatives

entre les 4 sites étudiés. Selon l'analyse de variance (ANOVA), cela indique un effet de station très significatif ($F = 2695,06$; $p < 0,001$), répartissant les sites en 4 groupes hétérogènes, selon le test post-hoc de Tukey. Représentent un gradient croissant des teneurs et proportionnelle avec le niveau d'activité anthropique exercée pour chaque site.

3.2.1.1.2 Les teneurs en plomb (Pb) :

Elles varient de manière significative entre les sites, avec des valeurs moyennes de (0,14 mg/kg) au site 3 à (2,38 mg/kg) au site 2. Ces valeurs sont nettement inférieures à la teneur moyenne des sols à l'échelle mondiale, estimée à 27 mg/kg selon **Kabata-Pendias (2011)**. Ce qui désigne une non-contamination des sites par le Pb. Quant à L'ANOVA, ELLE montre un effet de station très significatif sur les concentrations en Pb ($F = 4136,18$; $p < 0,001$), et le test post-hoc de Tukey divise les sites en trois groupes divergents : le site 2 présente les concentrations les plus élevées, suivi du site 1, ce qui est relatif à l'activité agrochimique exercée aux sites, et enfin les sites 3 et 4 avec les teneurs les plus faibles.

3.2.1.1.3 Les teneurs en arsenic (As) :

Montrent des variations significatives entre les différents sites étudiés, avec des valeurs moyennes qui varient de 22,75 mg/kg au Site 1 à 6,79 mg/kg au Site 4. Comparées à la teneur moyenne mondiale des sols, qui est estimée à 5,2 mg/kg selon **Kabata-Pendias (2011)**, les concentrations observées sur nos sites sont considérablement plus élevées. Pour l'analyse, L'ANOVA révèle un effet station très significatif ($F = 68571,55$; $p < 0,001$), et le test post-hoc de Tukey divise les stations en quatre groupes composites : le premier groupe appartenant au site 2 avec la concentration la plus élevée, suivi des sites 1, puis des sites 3 et 4 qui présentent les teneurs les plus basses. Divulguant un gradient décroissant de pollution métallique toujours proportionnelle aux activités anthropiques.

3.2.1.1.4 Les teneurs en zinc (Zn) :

Varient également de manière significative entre les sites, avec des concentrations moyennes de 325,10 mg/kg au site 3 jusqu'à 46,32 mg/kg au site 4. Par rapport à la teneur moyenne mondiale en Zn dans les sols, qui est estimée à 70 mg/kg selon **Kabata-Pendias (2011)**, nos résultats montrent des concentrations considérablement plus élevées dans certains sites, notamment au site 3. L'ANOVA révèle un effet station extrêmement significatif sur les concentrations en Zn ($F = 679112278$; $p < 0,001$), avec une répartition des sites en quatre groupes logiques selon le test post-hoc de Tukey : le

site 3 affichant la concentration la plus élevée, suivi des sites 1, 2, et enfin le site 4 avec la teneur la plus basse.

3.2.1.1.5 Les teneurs en cuivre Cu :

Varie de 16,27 mg/kg au site 2 et 0,09 mg/kg au site 4. Comparé à la teneur moyenne mondiale de 30 mg/kg selon **Kabata-Pendias (2011)**, il est estimé faible. En revanche, la concentration au site 3 est estimée élevée. L'ANOVA montre un effet station très significatif ($F = 2753091$; $p < 0,001$), surtout pour le site 3 qui affiche les concentrations les plus élevées, tandis que les autres sites montrent des teneurs plus faibles. Selon le test de post-hoc de Tukey.

3.2.1.1.6 Les teneurs en chromes Cr :

Variant de 127,29 mg/kg au site 1 à 82,26 mg/kg au site 3, et $85,16 \pm 0,16$ mg/kg au site 4. Ces valeurs sont élevées comparativement à la moyenne mondiale de 54 mg/kg selon **Kabata-Pendias (2011)**. L'ANOVA révèle également un effet station très significatif ($F = 99634$; $p < 0,001$), répartissant les sites en groupes proportionnels à l'activité anthropique (post-hoc de Tukey), avec le site 1 ayant la teneur la plus élevée, suivi des sites 2, 4 et 3 avec les teneurs plus basses.

3.2.1.1.7 Les teneurs en cobalt (Co) :

Varie de 181,63 mg/kg à 51,54 mg/kg au site 4. Toutes les teneurs présentées dépassent largement la teneur moyenne mondiale qui est estimée à 8 mg/kg selon **Kabata-Pendias (2011)**. L'ANOVA indique un effet station très significatif ($F = 1051,36$; $p < 0,001$), et le **test post-hoc de Tukey** répartit les teneurs en 4 groupes proportionnels. Le site 1 en tête, suivi du site 2, du site 3, et enfin du site 4.

3.2.1.1.8 Les teneurs en baryum (Ba) :

Varie de 250,23 mg/kg à 46,73 mg/kg au site 4. Comparées à la moyenne mondiale de 500 mg/kg selon **Kabata-Pendias (2011)**, nos valeurs sont relativement inférieures, sauf au site 3 qui est divulgué comme non pollué. Quant à L'ANOVA, ELLE montre un effet station très significatif ($F = 1102667$; $p < 0,001$), avec le site 3 ayant les concentrations les plus élevées, suivi des sites 1, 2 et enfin du site 4. Selon le test **post-hoc de Tukey**,

3.2.1.2 Relation interélémentaires :

Le **tableau 23** montre la matrice de corrélations (Spearman) entre les teneurs des éléments métalliques. Les résultats ont montré des corrélations positives très significatives élevées entre le Ba et le Cd (0,824), le Co (0,723), le Zn (0,721) et le Cr (0,703) ($p < 0,001$), signalant des relations de colinéarité entre ces éléments. ainsi qu'une corrélation positive entre le Co et le Cd (0,817) ($p < 0,05$) et entre l'As et le Cr (0,870) ($p < 0,05$). Ces résultats montrent que ces éléments réagissent de manière similaire aux perturbations anthropiques. En revanche, des corrélations négatives sont observées entre le Pb et les éléments suivants : Ba (-0,581), Zn (-0,667), Cr (-0,827) ($p < 0,05$). Signifiant que le Pb suit une dynamique contradictoire, qui peut être expliquée par le fait que la présence de ces variables peut diminuer la présence du Pb dans les lieux.

Tableau 22: *Corrélation Spearman entre les teneurs métalliques (ETM) pour la région d'étude ANNABA.*

Variables	Cd mg/kg	Pb mg/kg	As mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Co mg/kg	Ba mg/kg
Cd mg/kg	1,000	-0,072	0,519	0,311	0,253	0,404	0,827	0,824
Pb mg/kg	-0,072	1,000	-0,110	-0,667	-0,571	-0,827	-0,292	-0,581
As mg/kg	0,519	-0,110	1,000	-0,374	-0,153	0,603	0,870	0,330
Zn mg/kg	0,311	-0,667	-0,374	1,000	0,752	0,381	0,064	0,721
Cu mg/kg	0,253	-0,571	-0,153	0,752	1,000	0,314	0,070	0,600
Cr mg/kg	0,404	-0,827	0,603	0,381	0,314	1,000	0,737	0,703
co mg/kg	0,827	-0,292	0,870	0,064	0,070	0,737	1,000	0,723
Ba mg/kg	0,824	-0,581	0,330	0,721	0,600	0,703	0,723	1,000

3.2.1.3 Discussion de l'évaluation de la pollution métalliques et interaction interélémentaire:

Les teneurs métalliques enregistrées pour l'ensemble des sites échantillonnés dans la région d'Annaba ont permis de diagnostiquer le niveau de contamination des sols dans de nouveaux sites reflétant différentes sources de pollution anthropique. Selon les résultats obtenus, les teneurs sont proportionnelles à la cadence du travail physique et chimique exercé dans les lieux, les sites 1 et 2 les plus travaillés et les sites 3 et 4 les moins travaillés. Comme déjà abordé dans la première section (ADL). (ANOVA et Tukey). Concernant les seuils de contamination mondiale établis par **Kabata-Pendias (2011)**, nos résultats ont révélé que les teneurs signalées sont supérieures, ce qui les classe comme sol contaminé (**tableau 22**). Particulièrement par le Ba, le Co, le Cr, le Zn, le Cu et le Cd. Sauf pour le Pb qui a révélé des teneurs inférieures au seuil critique. Ces résultats témoignent de la présence des activités humaines et de leurs influences sur la mobilisation des ETM, tant dans les zones proches des sites 1 et 3 que dans celles distantes des localités urbaines 2 et 4. En plus de ce qui était observé sur les sites d'études, notamment les rejets atmosphériques dans le cas des émissions agricoles et industrielles, ou bien liquide-t-elle que l'eau utilisée en irrigation et son origine (eaux usées). Aussi les déchets solides déposés par les entreprises de construction ou bien quelques déchets publics rejetés sur les limites du site 1 et du site 2. Nos résultats coïncident bien avec plusieurs études rapportées pour

d'autres zones à la même problématique telle qu'elle (El-Okki, 2016 ; Boughattas, 201 ; Radi et al., 2023 ; Benhalima, 2024), voir (tableau 18). Nos observations rejoignent celles de Zhang et al. (2013) et de Fei et al. (2022) : plus on s'éloigne des sources de pollution, plus les teneurs en ETM diminuent, et plus l'activité humaine augmente, plus la qualité des sols en ETM augmente. Quant à la teneur basse du Pb, elle pourrait être influencée par l'activité du sol, ce qui indiquait qu'ils étaient principalement influencés par les activités industrielles (Niu et al., 2019 ; Fei et al., 2022).

La matrice de corrélations (Sperman) entre les teneurs des éléments métalliques (tableau 23) montre des corrélations très fortement positives entre le Ba et le Cd, le Zn, le Cr et le Co ($p < 0,001$). Et une corrélation positive entre le Co et le Cd ($p < 0,05$). Ces liaisons fortes sont cohérentes avec Bhuiyan et al. (2010), qui soulignent que les liaisons solides entre les éléments peuvent dévoiler des influences communes. Cela renforce l'idée que la prédisposition conjointe à l'accumulation de ces métaux est sous l'effet du travail physique intensif. Nos résultats ont montré une relation faible entre l'As et le Cr ($p < 0,05$). conforme à l'observation de Nuria et al. (2011), qui a observé une corrélation modérée et négative pour leur accumulation par les tiges. pourrait indiquer que ces éléments ont des sources (industrielles ou agricoles) et/ou une mobilité spécifique à chacune d'eux, provoquant des réactions différentes, comme déjà mentionné par (Fei et al., 2022).

À l'inverse, des corrélations négatives entre le Pb et les éléments suivants (Ba, Cr, Zn et Cu) ($p < 0,05$) ont été observées. D'après Peng et Yu (2024), les concentrations de Zn et de Cu sont principalement influencées par les activités agricoles et industrielles, tandis que le Pb est souvent associé aux émissions liées au trafic routier et à d'autres sources plus spécifiques. Cela renforce notre hypothèse selon laquelle le Pb est mobilisé dans les zones d'étude par des sources autres que les activités agricoles, notamment par le biais du transport éolien, comme le suggèrent (El Hachimi, 2014 ; Deabji et al., 2024).

3.2.2 Influence des paramètres physicochimiques sur les teneurs métalliques :

3.2.2.1 Corrélations des Éléments Métalliques avec les Variables Physico-chimiques :

L'analyse des corrélations de Spearman entre les éléments traces métalliques (ETM) et les variables physico-chimiques a révélé des relations significatives ($p < 0,05$) (Tableau 24), mettant en lumière les interactions et la distribution de ces éléments.

Tableau 23: Corelation de Spearman entre les paramètres du sol (PH-CH) et la pollution métalliques (ETMs)

Variables	Cd mg/kg	Pb mg/kg	As mg/kg	Zn mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Co mg/kg	Ba mg/kg
pH	-0,545	-0,352	-0,583	0,375	0,401	-0,077	-0,578	-0,153
H (%)	-0,032	0,696	-0,621	-0,019	-0,041	-0,873	-0,536	-0,305
Ca ²⁺ (mg/Kg)	-0,582	-0,006	-0,941	0,380	0,270	-0,511	-0,861	-0,327
CT (%)	-0,124	0,644	-0,720	0,044	0,038	-0,887	-0,636	-0,325
CE (us/cm à 80 °C)	-0,624	-0,467	-0,673	0,433	0,256	-0,026	-0,619	-0,189
COT (%)	-0,477	0,226	-0,946	0,297	0,268	-0,699	-0,870	-0,357
K ⁺ (mg/Kg)	0,564	0,768	0,304	-0,412	-0,294	-0,414	0,307	0,018
P (mg/Kg)	-0,058	-0,752	0,497	0,080	0,033	0,840	0,433	0,256
Mg ²⁺ (mg/Kg)	0,283	-0,497	0,859	-0,157	-0,098	0,840	0,764	0,346
MO (%)	-0,625	-0,469	-0,672	0,434	0,256	-0,025	-0,619	-0,188
Salinité	0,642	0,122	0,938	-0,425	-0,327	0,419	0,868	0,308
SF (%)	-0,218	0,027	-0,366	0,144	-0,068	-0,140	-0,297	-0,085
LF (%)	-0,588	-0,058	-0,900	0,387	0,265	-0,429	-0,822	-0,298
CEC (méq /100g sol)	0,665	0,209	0,916	-0,445	-0,310	0,342	0,844	0,293
SG (%)	0,225	-0,198	0,498	-0,136	0,177	0,434	0,470	0,196
CLAY (%)	-0,532	0,108	-0,950	0,341	0,237	-0,597	-0,865	-0,339

des corrélations très positives ont été observées entre la salinité et l'As (0,859) ainsi que le Cr (0,840), et modérées avec le Pb (0,642). De même, des corrélations élevées ont été relevées entre le magnésium (Mg) et l'As (0,916), le Cd (0,665) et le Co (0,746). Le CEC a également montré des relations très élevées avec l'As (0,916), le Co (0,844) et le Pb (0,665). D'autres corrélations positives ont été relevées, notamment entre l'hydrogène (H) et le Pb (0,696), entre le carbone total (CT) et le Pb (0,644), entre le potassium (K⁺) et le Pb (0,768), ainsi qu'entre le phosphore (P) et le Cr (0,840).

Cependant, des corrélations négatives ont été observées entre le pH et certains éléments comme le Cd (-0,545) et l'As (-0,583). De même, une forte corrélation négative a été relevée entre l'hydrogène (H) et le Cr (-0,873) ainsi que l'As (-0,621). Le calcaire actif (Ca²⁺) a aussi présenté des corrélations négatives importantes, notamment avec l'As (-0,941) et le Co (-0,861). Le carbone total (CT) a également montré des corrélations très négatives avec le Cr (-0,877), et modérées avec l'As (-0,720) et le Cr (-0,636). Par ailleurs, la conductivité électrique (CE) a révélé des corrélations négatives avec le Cd (-0,624) et l'As (-0,673). Le carbone organique total (COT) a montré des corrélations hautement négatives avec l'As (-0,946) et le Co (-0,870), ainsi que modérées avec le Cr (-0,699). Des corrélations négatives ont également été signalées entre la matière organique (MO) et l'As (-0,672), le Pb (-0,625)

et le Co (-0,615). Quant à l'argile, elle a présenté des corrélations hautement négatives avec l'As (-0,950) et le Co (-0,865).

L'ensemble de ces relations met en évidence la complexité des interactions qui influencent la distribution, la mobilité et la séquestration des ETM dans le sol.

3.2.2.2 Analyse multivariable entre les paramètres édaphiques (Ph-Ch) et la pollution polymétallique (ETMs) en fonction des sites :

Selon notre analyse en composantes principales (ACP) (Fig. 26), les deux premiers axes, F1 (50,30 %) et F2 (24,29 %), expliquent 74,60 % de la variance totale.

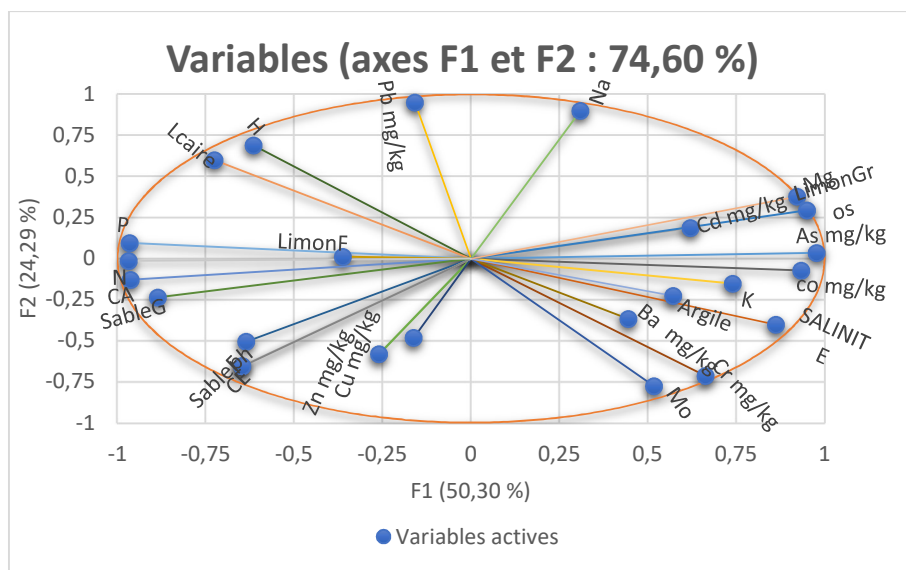


Figure 26: Projection d'Analyse en Composante Principales (ACP) pour l'ensemble des variables édaphiques, teneurs élémentaires des ETMs en fonction des sites de la région d'ANNABA.

Les relations entre les éléments métalliques et les caractéristiques physico-chimiques du sol sont clairement distinguées par ces deux axes. Les composants métalliques tels que le Cd, l'As, le Co et le Ba sont principalement liés positivement à l'axe F1, ainsi qu'à des variables telles que l'argile, le magnésium (Mg) et la salinité. Cela suggère que ces éléments métalliques sont influencés par la composition minérale du sol, ce qui laisse entendre qu'ils ont été introduits par des activités humaines ou par des apports externes. En ce qui concerne l'axe F2, il est davantage associé à des variables de texture du sol, en particulier le limon fin et grossier (LF et LG), le calcaire actif (CT) et la matière organique (MO). La répartition des métaux tels que le Zn et le Cu, selon ces éléments, semble être influencée par le travail physique du sol et la teneur en matière organique.

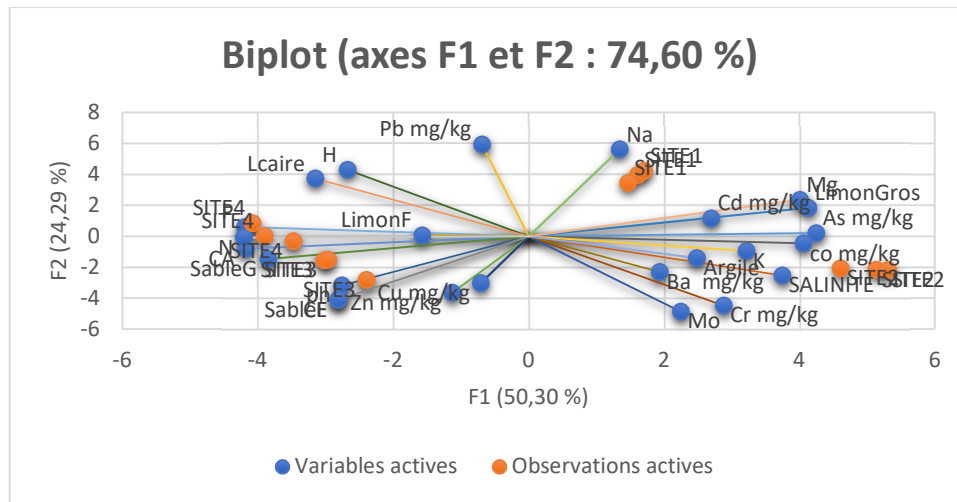


Figure 27: Biplots pour l'ensemble des variables édaphiques, teneurs élémentaires des ETMs en fonction des sites de la régions d'ANNABA.

En ce qui concerne les biplots illustrés dans la (Fig. 27), les projections spatiales inter-sites montrent que les sites 1 et 2 sont exposés à des concentrations élevées en Cd, As, Co et Cr, en raison des effets directs et marqués de certains paramètres du sol, tels que la salinité, le magnésium et le taux d'argile. En revanche, dans les sites 3 et 4, les faibles teneurs en éléments métalliques semblent être liées à des paramètres de fertilité du sol, tels que la granulométrie et la présence d'éléments essentiels comme l'azote (N) et le phosphore (P).

3.2.2.3 Discussion des interaction entre la pollution polymétalliques et les paramètres edaphiques :

À propos de la corrélation entre les variables physico-chimiques et les éléments traces métalliques (ETM) du sol (tableau 24), nos résultats indiquent une corrélation directe entre certaines variables, telles que la salinité, le pH, la CEC et la matière organique, et les éléments présents en forte concentration, notamment l'As, le Co et le Cr, dans la région d'Annaba. Ces résultats concordent avec les conclusions de plusieurs études antérieures (Khan et al., 2011 ; Alloway, 2013 ; García-Delgado et al., 2007). La corrélation positive observée entre certains ETM tels que l'As, le Cr et le Pb suggère que leurs concentrations élevées pourraient être théoriquement piégées par un taux de salinité élevé dans le sol, ce qui est conforme aux observations de Houda et al. (2010) et Khan et al. (2011), qui ont montré l'effet significatif de la salinité sur la mobilité des ETM. En ce qui concerne d'autres paramètres du sol comme le magnésium (Mg^{2+}), le phosphore (P) et le potassium (K^+), leur corrélation positive avec certains éléments (As, Cd, Co, Cr, Pb) vient renforcer les corrélations déjà observées entre la CEC et ces mêmes ETM. Ces résultats sont également soutenus par les travaux de Kabata-

Pendias (2011), **Alloway (2013)** et **El-Oky (2016)**, qui ont montré que les sols riches en cations divalents tels que le Mg favorisent le piégeage du Cd et du Co. Le rôle du K⁺ dans l'immobilisation du Pb et celui du phosphate dans l'insolubilisation du Cr ont aussi été mis en évidence par **Uchimiya et al. (2011)**. Par ailleurs, selon **Dube et al. (2001)** et **Chaignon et al. (2002)**, la CEC joue un rôle important dans la sorption et l'interaction avec certains ETM.

Les corrélations négatives révélées entre l'humidité, le pH et la CE avec l'As et le Cd, ainsi qu'entre l'humidité et le Cr, suggèrent que ces éléments métalliques sont moins solubilisés dans des sols à pH basique et à conductivité élevée, comme l'indiquent également les études de **Soltan et Rashed (2003)** et de **Papafilippaki et al. (2008)**. En revanche, ils seraient beaucoup plus disponibles dans des sols humides, car, selon **Giller et al. (1998)** et **Zohreh Mirsalari (2014)**, les métaux sont moins disponibles dans les sols à forte conductivité et à faible humidité. La corrélation négative observée entre l'argile et certains métaux comme l'As et le Co s'explique, selon **Alloway (2013)**, par une moindre disponibilité de ces éléments dans les sols à faible teneur en argile. Quant aux corrélations négatives signalées entre le calcaire total (CT), le carbone organique total (COT) et la matière organique (MO) avec l'As, le Cr, le Co et le Pb, nos résultats sont conformes à ceux de **Yin et al. (2002)**, **García-Delgado et al. (2007)** et **Ciarkowska et al. (2014)**, qui ont montré que les sols riches en MO sont capables de piéger certains éléments et d'en inhiber la mobilité, ce qui explique leurs concentrations élevées dans les sites sélectionnés de la région d'Annaba.

D'après l'ACP et le biplot, les sites ont pu être distingués en deux groupes, assez différents en termes de caractéristiques édaphiques et de teneurs en métaux. Les deux premiers sites, 1 et 2, se caractérisent par des teneurs généralement élevées en Ba, Co, Cd et Cr. Cette contamination est attribuée à un taux élevé de salinité et d'argile, comme l'ont également constaté **Rodríguez-Seijo et al. (2015)**, **El-Oky et al. (2016)** et **Wang et al. (2017)**, selon lesquels les sols argileux et salins ont une capacité accrue à retenir et séquestrer les ETM, ce qui expliquerait les concentrations plus élevées observées dans ces sites. Ces observations confirment également l'hypothèse formulée par **Han et al. (2006)** et **Wang et al. (2017)**, selon laquelle les apports phytochimiques peuvent constituer des sources directes de contamination par les ETM. À l'inverse, les sites 3 et 4 présentent les teneurs les plus faibles en métaux, notamment le Pb, le Cu et le Zn. Cette faible contamination semble être liée à une composition granulométrique favorable (sols limono-sableux) et à une plus grande disponibilité de nutriments essentiels tels que l'azote et le phosphore. Ces résultats suggèrent que des pratiques de gestion plus durables, notamment l'adoption de techniques agroécologiques et une moindre perturbation anthropique, favorisent la fertilité des sols tout en réduisant l'accumulation des métaux (**Jiang et al.,**

2020 ; Xufeng et al., 2022). Ainsi, les résultats obtenus à partir de l'ensemble des données (teneurs en ETM, corrélations, ACP et biplots) sont similaires et complémentaires, ce qui confirme que plus les sols sont bien gérés et moins affectés par les activités humaines, plus la pollution métallique reste faible. Ces observations sont conformes aux études de **Gao et Wang (2018)**, qui ont montré que la qualité des pratiques de gestion des sols, ainsi que l'éloignement des sites agricoles des zones urbaines et industrielles, influencent positivement les teneurs en métaux.

3.2.3 Évaluation des niveaux de pollution et des risques écologiques liés à la contamination métallique des sols

3.2.3.1 L'indice de contamination (Cf) :

Les niveaux de contamination les plus élevés sont observés pour le Cd (12,64) et le Co (24,23), signalant une contamination très élevée dans la majorité des sites (sites 1, 3 et 4), à l'exception du site 2 qui présente une contamination faible en Cd. En revanche, le Pb et le Ba montrent des niveaux relativement bas, avec des *Cf* inférieurs à 1 dans tous les sites, indiquant une faible contamination par ces éléments.

Tableau 24: Moyennes des *Cf* en fonction des sites étudiées selon la classification de **Kabata-Pendias (2001)**.

ETM	<i>C_{ref}</i> (Kabata 2001)	Site1	Site2	Site3	Site4
Cd	0,44	12,64	0,20	9,84	9,91
Pb	23	0,10	0,75	0,04	0,11
As	8,5	0,80	2,68	1,01	4,08
Zn	65	0,90	1,76	5,00	0,71
Cu	24	0,21	0,68	3,14	0,04
Cr	77	1,11	1,65	1,07	1,37
Co	7,5	19,33	24,23	7,26	15,08
Ba	520	0,09	0,48	0,55	0,39

Les moyennes de l'indice de contamination (*Cf*) (**Tableau.25**), suit la séquence décroissante suivante :

$$\text{Co} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{As} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ba} > \text{Pb}.$$

Le Cr, l'As et le Zn révèlent une contamination considérable, spécifiquement le Cr dans tous les sites, puis les sites 2 et 3 pour l'As et le Zn. Le Cu, bien que généralement faible, montre une contamination notable au site 3 (*Cf* = 3,14). Ces résultats soulignent la prépondérance du Co et du Cd avec le Cr, qui constituent les principales sources de pollution dans les stations étudiées, tandis que la faible contamination en Pb et Ba reflète une accumulation moindre de ces métaux dans les sols.

3.2.3.2 Evaluation géochimiques et écotoxicologiques :

Tableau 25: Moyennes des ERI, PLI, ER en fonction des sites étudiées.

Site	ERI	PIL	Er
Site1	4,69 ± 0,08	3,57 ± 0,076 A	488,48 ± 0,016
Site2	9,36 ± 0,02	3,17 ± 0,021B	157,62 ± 0,028
Site3	7,89 ± 0,01	3,13 ± 0,016B	365,02 ± 0,011
Site4	8,12 ± 0,023	2,79 ± 0,011B	417,18 ± 0,16

3.2.3.2.1 Indice du niveau de pollution (PLI) :

Les valeurs de *PLI* dans le **tableau 26** varient entre 3,52, la valeur la plus élevée étant observée au site 1, et 2,79 au site 4, avec une moyenne de 3,15 pour l'ensemble de la région d'étude. Cela indique que l'ensemble des sites présente des charges de pollutions élevées par les ETMs analysés, conformément à la classification de **Tomlinson et al. (1980)**.

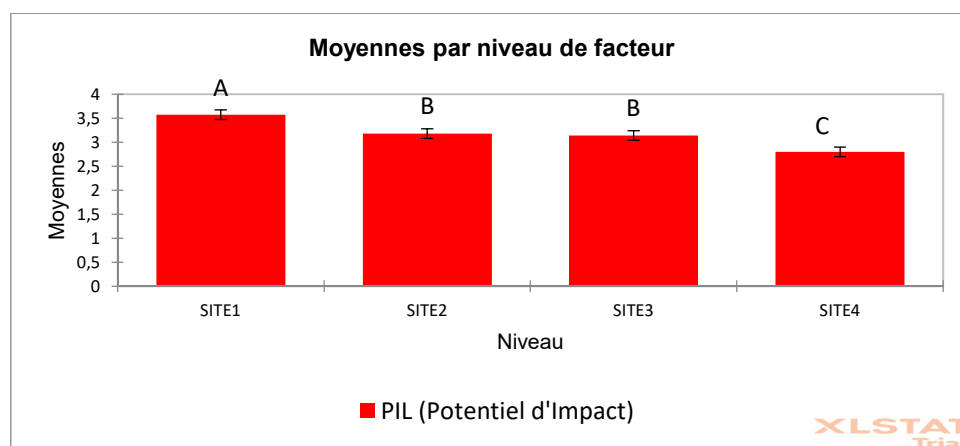


Figure 28: Diagramme des moyennes du potentiel d'impact (PLI) en fonction des sites.

L'ensemble des résultats met en évidence une pollution significative par l'ensemble des métaux ($F = 177,019$; $p < 0,001$) selon le test de Kruskal-Wallis (**fig. 28**), où l'indice de pollution globale PLI est supérieur à 1. Le site 1 révèle des charges maximales, tandis que le site 4 enregistre des charges de pollutions minimales.

3.2.3.2.2 Facteur de risque écologique (Er) :

Les valeurs de l'indice de risque écologique dans le **tableau 26** varient entre un minimum de 175,66 au site 4 et un maximum de 488,71 au site 1. Selon les normes définies par **Hakanson (1980)**, le risque écologique est modéré au site 4 ($90 \leq RI < 180$), considérable au site 3 ($180 \leq RI < 360$). Tandis qu'il est élevé dans les autres sites ($360 \leq RI < 720$).

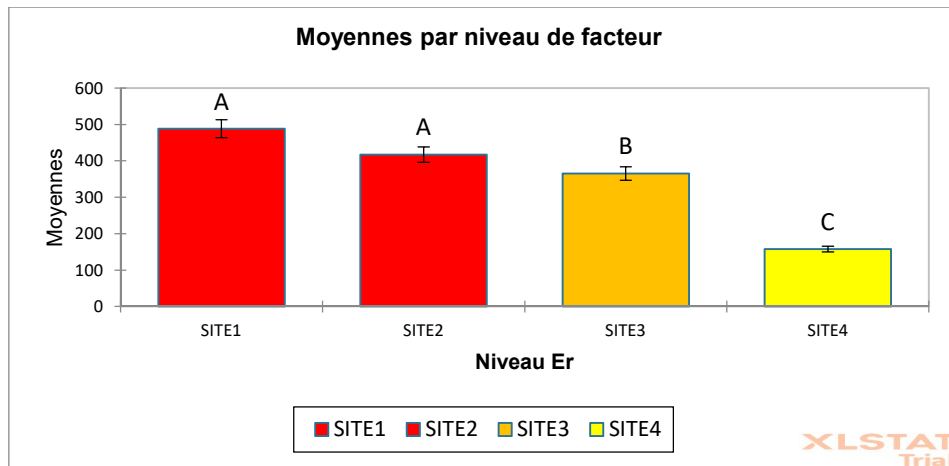


Figure 29: Diagramme des moyennes du risque écologiques (Er) en fonction des sites.

Les résultats révèlent une pression écologique significative exercée par les métaux, comme l'indique le test de Wilks ($F = 177,019$; $p < 0,001$) (**fig. 29**) dans les sites les plus contaminés.

3.2.3.2.3 Facteur de risque écotoxicologiques pour les vers de terre (ERI) :

Les risques écotoxicologiques (ERI) dans le **tableau 26**. Varient avec des valeurs de ($4,69 \pm 0,08$) pour le site 1, ($9,36 \pm 0,02$) pour le site 2, ($7,89 \pm 0,01$) pour le site 4 et ($8,12 \pm 0,023$) pour le site 3.

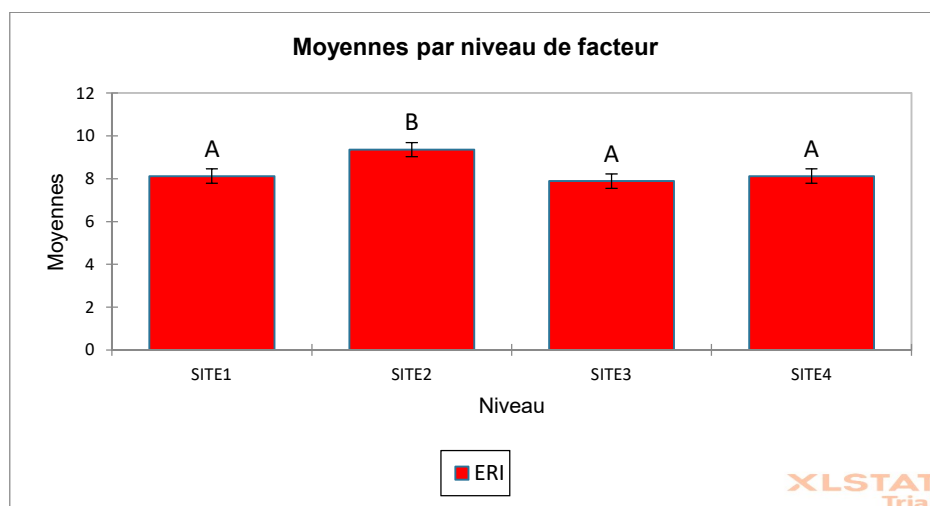


Figure 30: Diagramme des moyennes du risque écotoxicologiques (ERI) en fonction des sites.

Ces résultats ont une réponse hétérogène ($F = 2894,72$; $p < 0,001$), (**Fig. 30**) montrent que les sites présentent des risque écotoxicologique significatif face aux concentrations élevées de Cr, Co et Ba enregistrées dans les quatre sites représentent un risque toxique très élevé pour les vers de terre et les invertébrés du sol en général.

3.2.3.3 Discussion :

Les indices géochimiques et écotoxicologique (Er), (PLI) et (ERI), ainsi que l'indice de contamination spécifique (*Cf*) pour chaque élément analysé, ont été utilisés pour évaluer le degré de contamination et offrir un aperçu global de la pollution métallique dans la région d'Annaba. Conformément aux indications de **Kabata-Pendias et Pendias (1992)**, les graphiques et les valeurs présentées dans les tableaux précédents illustrent l'état de la pollution métallique dans cette région en fonction du degré d'activité agricole. Les niveaux élevés de contamination par le Cd et le Co, ainsi que les teneurs significatives en Cr, Zn, As et Cu, sont attribués aux pratiques agricoles intensives, à l'usage de pesticides et d'engrais riches en éléments phosphatés, comme l'ont également observé **Xufeng et al. (2022)**. De plus, les rejets de produits issus de la combustion industrielle, notamment aux sites 1 et 3, proches des zones urbaines et industrielles, confirment les observations de **Prasenjeet Chakraborty et al. (2024)**. Selon **Maiti (2007)**, l'utilisation prolongée de machines agricoles peut libérer des particules en suspension dans l'air, lesquelles sont une source importante de pollution au Cr. De même, **Feng et al. (2008)** ont signalé que les teneurs en As dans les sols agricoles peuvent être jusqu'à 200 fois supérieures à celles des sols non exposés à l'application de pesticides, ce qui attribue clairement cette contamination aux activités agricoles. En ce qui concerne le Cd et le Cu, leur présence peut s'expliquer par l'irrigation à l'aide d'eaux usées provenant de la station d'épuration à proximité du site 1, utilisée pour irriguer des zones rurales voisines. Cette hypothèse est cohérente avec les conclusions de **Shang et al. (2018)**, selon lesquelles l'irrigation avec de l'eau polluée peut augmenter les concentrations de certains éléments métalliques, notamment en parallèle à la pollution industrielle, comme observé dans notre étude pour les sites 1 et 3. En revanche, la faible contamination par le Pb et le Ba dans tous les sites, malgré leur proximité relative avec des zones semi-urbaines, suggère que l'influence anthropique sur ces éléments reste faible. Les sources de pollution pourraient être plus diversifiées, ce qui expliquerait leur faible accumulation, conformément aux observations de **Peng et Yu (2024)**. Ces derniers ont rapporté qu'en région de Sichuan (Chine), la contamination en Pb a diminué suite à des mesures locales interdisant les carburants plombés. Une tendance similaire a été observée en Algérie : selon **Maïssa (2021)**, la consommation nationale de carburants plombés (essence et gasoil) a diminué, passant de 14,4 millions de tonnes en 2019 à 12,59 millions de tonnes en 2020, soit une baisse de 12,7 %, coïncidant avec la période de la pandémie de COVID-19.

L'analyse des indices ERI, RI et PLI révèle que les sols agricoles, soumis à des pratiques intensives, présentent des concentrations préoccupantes de certains métaux lourds dangereux, notamment le Cd

et le Co. Les valeurs du PLI présentent des variations inter-sites significatives, en lien direct avec l'intensité des activités agricoles, dépassant les seuils critiques de pollution dans les quatre sites. Cette variation suggère que les terres intensivement cultivées sont affectées par diverses sources de pollution anthropique. Les valeurs du RI et de l'ERI confirment un potentiel élevé de risque écologique pour l'écosystème régional. Les variations du RI dans la région indiquent des sources hétérogènes de contamination. Les valeurs élevées du RI, en particulier celles liées au Cd, Co et Cr dans les sols à forte activité humaine, sont cohérentes avec celles du PLI. L'ERI suit une tendance similaire au RI, identifiant le Co, le Cd et le Cr comme des éléments critiques pour la gestion environnementale, en raison de leur forte capacité à engendrer des dommages écologiques. Les valeurs élevées de l'ERI dans tous les échantillons reflètent l'impact des systèmes anthropiques sur l'accumulation de métaux lourds dangereux dans les sols.

3.2.4 Bioévaluation corporelle des teneurs métalliques :

Cette partie se repose sur Le dosage des 5 ETMs étudiés dans les vers de terre a été réalisé sur le taxon le plus abondant dans la région d'étude, *A. caliginosa*.

3.2.4.1 Les teneurs biologiques :

L'analyse d'ANOVA (**tableau.27**). Suivi par le teste de Newman-Keuls (SNK) (**Fig.31**), montrent des différences marquées dans les teneurs corporelles des ETM entre les sites étudiés, avec des accumulations particulièrement élevées pour le Ba, Pb sur l'ensembles des sites et plus particulièrement aux sites 1et 2.

Tableau 26: les teneurs élémentaires des VETMs dans les tissus de *Aporrectodea caliginosa*

Modalité	V Cd, mg/L	V Co, mg/L	V Ba, mg/L	V Pb, mg/L	V Cr, mg/L
SITE1	0,021± 0,003A	0,08 ± 0,01 A	5,98 ±0,09A	4,77± 0,08A	0,17 ± 0,00A
SITE2	0,01 ± 0,009 B	0,02 ± 0,01C	0,75 ± 0,18B	1,52 ± 0,02D	0,08 ±0,00B
SITE3	0,003 ± 0,003 B	0,03 ± 0,01B	0,82 ± 0,28 B	0,23 ± 0,08B	0,04 ±0,01C
SITE4	0,01± 0,009 B	0,02 ± 0,01 B	0,57 ± 0,21 B	0,56 ± 0,06C	0,01 ± 0,01C
Pr > F(Modèle)	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00
Significatif	Oui	Non	Oui	Oui	Oui

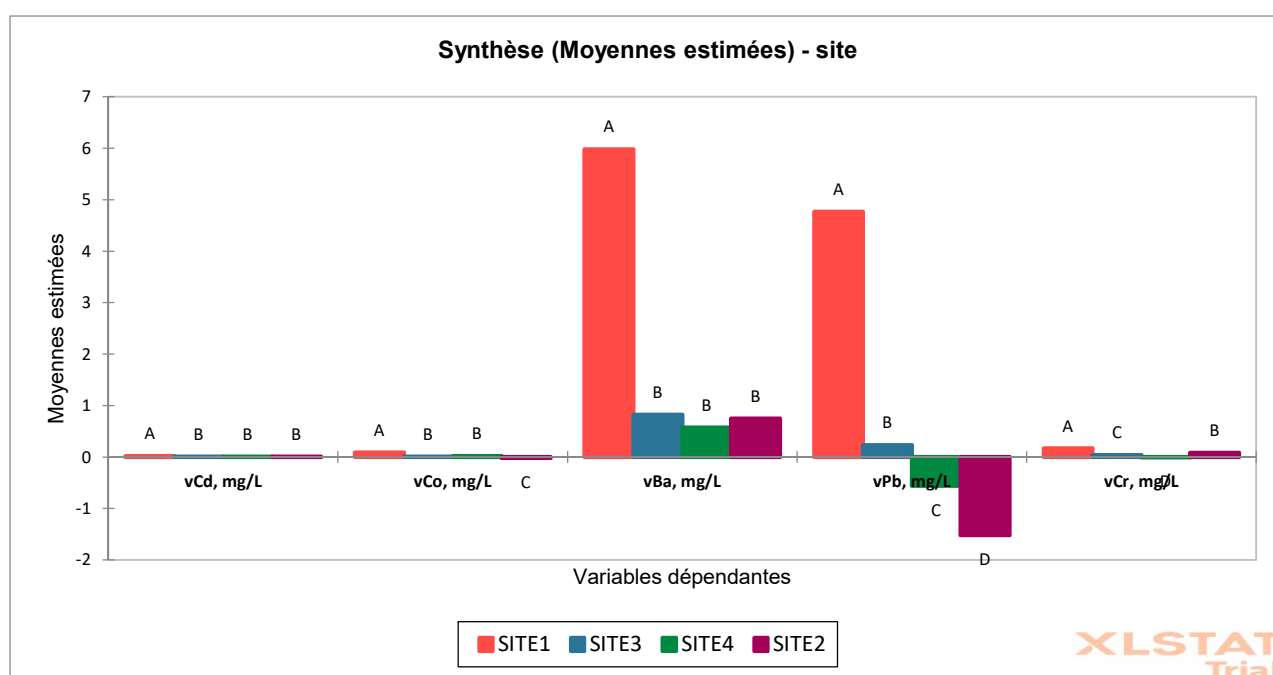


Figure 31: distribution des teneurs métalliques des vers de terre en fonction des sites étudiées.

3.2.4.1.1 Les niveaux corporels du cadmium (Cd) :

Les valeurs dans le **tableau. 27** varient de 0,02 mg/kg au site 1 qui présente la concentration la plus élevée et 0,003 mg/l au site 3 qui montre une valeur minimale. L'ANOVA, indiquant un effet de station

très significatif ($F = 19$; $Pr > 0,001$). La comparaison multiple par paires Newman-Keuls (SNK) (**fig. 33**) révèle que le site 1 forme un groupe distinct, ce qui met en évidence une accumulation corporelle accrue de Cd comparativement aux autres sites.

3.2.4.1.2 Teneurs corporelles du cobalt (Co) :

Les teneurs corporelles dans le **tableau 27** ne montrent pas de différence significative entre les sites ($F = 0,625$; $Pr > 0,66$). Cependant, le site 1 affiche encore la concentration la plus élevée (0,08 mg/L), alors que les autres sites présentent des niveaux beaucoup plus faibles, voire négatifs pour le site 4 (0,02 mg/L). La comparaison multiple par paires Newman-Keuls (SNK) (**fig. 33**) Révèle que les sites 3 et 4 sont homogènes (B) et que les sites 1 et 3 forment des groupes distincts A et C respectivement.

3.2.4.1.3 Teneurs corporelles du baryum (Ba) :

Suit une tendance similaire à celle du Cd **Tableau.27**, avec des variations significatives entre les sites ($F = 41$; $Pr > 0,00$). Le site 1 enregistre la valeur la plus haute (5,98 mg/L), alors que les autres sites présentent des teneurs nettement inférieures, notamment le site 4 avec 0,57 mg/L. Confirmant la variabilité inter-sites approuvée par le test de Newman-Keuls (SNK) pour cet élément (**fig. 31**).

3.2.4.1.4 Les teneurs corporelles du plomb (Pb) :

Le **tableau 27** montre des variations très significatives entre les sites ($F = 359$; $Pr > 0,00$), indiquant une accumulation corporelle de Pb, avec une concentration très élevée sur le site 1 (4,77 mg/L), qu'on compare aux autres sites 4 et 2 (0,56 mg/L et 1,52 mg/L respectivement). Quant au **fig. 31**, il montre clairement la variabilité intersites approuvée par le test de Newman-Keuls (SNK), qui souligne une accumulation importante similaire à celle du Ba.

3.2.4.1.5 Les teneurs corporelles du chrome (Cr) :

Les variations observées au **tableau 27** montrent que le site 1 présente la plus forte concentration (0,17 mg/L), suivi par le site 2 (0,08 mg/L). Les autres sites affichent des teneurs très faibles voire négatives. L'ANOVA indique une différence significative ($F = 40$; $Pr > 0,00$), avec les variations marquées par le test de Newman-Keuls (SNK), voir (**Fig. 31**), confirmant que l'accumulation corporelle du Cr varie de manière importante en fonction des sites. L'ensemble de ces résultats révèle une distribution hétérogène des ETM dans les organismes, possiblement en lien avec la nature des sols ou les activités anthropiques spécifiques à chaque site.

3.2.4.2 Influence des teneurs métalliques des sols sur les teneurs biologiques :

Le **tableau 28** présente la corrélation bilatérale de Spearman entre les teneurs métalliques en sol et les teneurs métalliques en *A. caliginosa* comme espèce représentative pour la communauté lombricienne de la région. Désigner en (**V ETMs**) les valeurs qui sont en gras représente les relations significatives ($p < 0,05$).

Tableau 27: Matrice de corrélation entre les teneurs métalliques des vers de terre (**VETM**) et les teneurs métalliques des sols (**ETM**) étudié

Variables	Cd	Pb	As	Cr	Co	Ba
V Cd, mg/L	-0,406	-0,006	-0,169	0,537	0,169	0,101
V Co, mg/L	-0,400	-0,025	-0,055	-0,077	-0,345	-0,283
V Ba, mg/L	0,404	0,658	0,540	0,964	0,838	-0,211
V Pb, mg/L	0,828	0,756	0,854	0,237	0,481	-0,608
V Cr, mg/L	0,715	0,762	0,699	0,912	0,971	-0,351

Les corrélations positives les plus fortes se retrouvent entre V Ba et les variations de Cr (0,964) et de Co (0,838), suivies de V Pb avec As (0,854), Cd (0,828) et Cr (0,762). On observe également des corrélations entre V Cr et Co (0,971) et Cd (0,715), ainsi qu'entre V Ba et Pb (0,658). L'ensemble de ces relations montre une covariation entre ces éléments. En revanche, une seule corrélation négative est marquée, entre V Pb et Ba (-0,608).

Ces résultats suggèrent une accumulation conjointe ou des influences environnementales similaires sur ces métaux, indiquant que les métaux tendent à se regrouper dans deux grands schémas de corrélations, les uns se renforçant mutuellement dans leur variation.

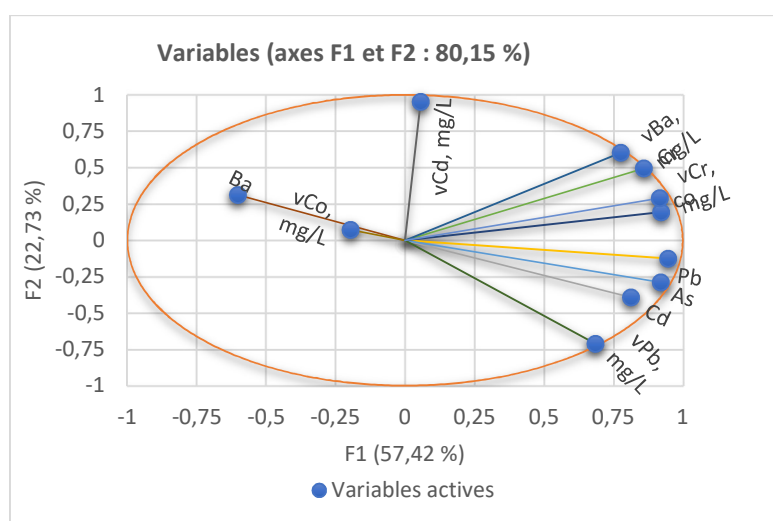


Figure 32: une analyse en composante principale (ACP) entre les teneurs métalliques chez les vers de terre (**VETM**) et les teneurs métalliques du sol (**ETM**).

Notre analyse en composantes principales (ACP) (fig. 32) explique **80,15 %** de la variance totale avec les deux premiers axes, **F1 (57,42 %)** et **F2 (22,73 %)**.

L'axe F1 est principalement associé aux teneurs métalliques chez les vers, comme le VBa et le VCr, avec les concentrations métalliques dans le sol (Pb, As, Co et Cr). Cela signifie que ces métaux sont fortement liés les uns aux autres et varient dans le même sens. À l'opposé, Ba est négativement corrélé avec l'axe 1. Cela signifie que lorsque les concentrations des autres métaux augmentent, celles de Ba diminuent. Il est donc opposé aux autres dans l'espace factoriel. De plus, la concentration dans les tissus des VCr et VBa est également corrélée avec F1. Cela signifie que ces métaux se comportent de manière similaire dans les tissus animaux.

L'axe F2, quant à lui, présente une corrélation plus forte avec la variable vCd. Cela signifie que la concentration de cadmium dans les tissus animaux joue un rôle important sur cet axe. Une autre corrélation modérée est marquée avec le Cr et le VBa, ce qui implique qu'ils influencent aussi cet axe. Par contre, V Pb est négativement corrélé avec **F2**, ce qui suggère qu'il varie en opposition avec V Cd, mg/L. Autrement dit, dans les tissus où le cadmium est présent en grande quantité, le plomb l'est généralement en moindre quantité.

3.2.4.3 Influence des propriétés physicochimiques des sols sur les teneurs biologiques

La corrélation de Spearman, **tableau 29**. Montre que certaines variables significatives (**p < 0,05**) physico-chimiques sont fortement associées aux teneurs en éléments traces métalliques dans les tissus des vers de terre.

Tableau 28: matrice de corrélation entre les teneurs biologiques et propriétés physicochimiques des sols

Variables	V Cd, mg/L	V Co, mg/L	V Ba, mg/L	V Pb, mg/L	V Cr, mg/L
pH	0,051	-0,198	-0,523	-0,661	-0,547
H (%)	-0,806	0,252	-0,768	0,461	-0,592
Ca ²⁺ (mg/Kg)	-0,305	0,166	-0,874	-0,447	-0,907
CT (%)	-0,794	0,130	-0,864	0,346	-0,697
CE (us/cm à 80 °C)	0,095	0,014	-0,490	-0,762	-0,589
	0,481	-0,224	0,789	0,141	0,704
COT (%)	-0,524	0,118	-0,956	-0,195	-0,903
K+ (mg/Kg)	-0,540	0,032	0,062	0,941	0,272
P (mg/Kg)	0,798	-0,152	0,681	-0,544	0,498
Mg ²⁺ (mg/Kg)	0,748	-0,040	0,948	-0,120	0,816
MO (%)	0,096	0,016	-0,489	-0,764	-0,588
Salinity	-0,050	-0,086	-0,288	-0,213	-0,421

SF (%)	0,224	-0,045	0,839	0,560	0,891
LF (%)	-0,309	0,044	-0,769	-0,464	-0,830
CEC (méq /100g sol)	0,230	-0,229	0,587	0,062	0,529
SG (%)	0,153	-0,076	0,789	0,637	0,862
Argile (%)	-0,379	0,119	-0,919	-0,338	-0,934

Les corrélations positives incluent le (P) avec le V cd (0,798) et le V Ba (0,681), ainsi que le (Mg²⁺) avec le V Ba (0,948) et le V Cr (0,816). (K⁺) est positivement corrélé avec le Vpb (0,941), tandis que la fraction sableuse (SF%) est associée au VBa (0,839) et au VCr (0,891). La fraction argileuse l'Argile montre également des corrélations positives avec le VBa (0,789) et le VCr (0,862). Tandis que des corrélations négatives ont été enregistrées pour le pH et le VBa (-0,523), le VCd (-0,661) et le VCr (-0,547). Le (Ca²⁺) est positivement corrélé avec le VBa (-0,874) et le VCr (-0,907), tandis que le (COT%) est négativement corrélé avec le VBa (-0,956) et le VCr (-0,903). (CE) est également négativement associée au vPb (-0,762) et au VCr (-0,589).

3.2.4.4 Discussion :

Les principales implications issues de ces résultats indiquent que les teneurs en éléments traces métalliques (ETM) dans les tissus du ver de terre *Aporrectodea caliginosa* sont significativement influencées par les activités anthropiques auxquelles les sites sont exposés. Toutefois, les concentrations tissulaires en ETM ne semblent pas toujours, ni nécessairement, s'accumuler de manière proportionnelle aux concentrations mesurées dans les sols. Par exemple, bien que le plomb soit présent en faibles concentrations dans le sol amendé au fumier, sa forte biodisponibilité a conduit à une accumulation élevée dans les tissus des vers. À l'inverse, le chrome (Cr) et le cuivre (Cu), pourtant présents à des concentrations élevées dans les sols, ont été retrouvés à des niveaux faibles dans les tissus biologiques. Ces résultats sont cohérents avec les observations de **Wang et al. (2006)** et **El-Okki (2016)**, qui ont montré que, contrairement aux attentes, les teneurs biologiques en ETM peuvent diminuer malgré une augmentation des concentrations dans les sols. Ce phénomène a également été rapporté par **El-Temsah et Joner (2012)** ainsi que par **Liang et al. (2017)**. Cette diminution pourrait être liée à une augmentation de la vitesse d'élimination des ETM ou à un effet toxique direct, entraînant des comportements d'évitement chez les vers de terre (**Saaristo et al., 2018**), et une altération des processus métaboliques des organismes exposés (**Paul et al., 2020**). **Pegu et al. (2024)** ont par ailleurs souligné l'importance de l'abondance des vers de terre dans le compostage, ainsi que leur rôle dans la purification des sols contaminés, ce qui concorde avec nos observations aux sites 3 et 4.

Quant aux coefficients de corrélation entre les teneurs en ETM dans les tissus d'*A. caliginosa* et leurs concentrations dans les sols, ils mettent en évidence le rôle de la biodisponibilité et des conditions locales dans le processus d'accumulation, notamment pour certains métaux fortement influencés par les activités anthropiques. L'analyse montre que le cadmium (Cd) et le plomb (Pb) sont les deux métaux les plus accumulés dans les tissus au site 1, en cohérence avec leurs concentrations totales élevées dans les sols de la région. **Richardson et al. (2020)** ont d'ailleurs suggéré que le Cd possède une biodisponibilité particulièrement élevée, même dans les sols faiblement contaminés. Pour le cobalt (Co) et le baryum (Ba), bien que leur origine anthropique soit reconnue, il n'existe pas nécessairement de corrélation directe entre les teneurs mesurées dans les sols et leur accumulation dans les tissus des vers. Ces résultats sont en accord avec plusieurs études antérieures, qui ont montré que les concentrations en mercure (Hg) et en Cd dans les sols influencent significativement l'absorption chez différentes espèces de vers de terre (**González-Alcaraz et al., 2018 ; Wang et al., 2017 ; El-Okki et al., 2014**). De plus, d'autres travaux ont confirmé que les concentrations en Cu, Zn ou Pb dans les sols ne permettent pas toujours de prédire leur accumulation dans les tissus biologiques (**Nahmani et al., 2007 ; Nannoni et al., 2014 ; González-Alcaraz et al., 2018 ; Richardson et al., 2020**).

Les corrélations de Spearman, combinées à l'analyse en composantes principales (ACP), montrent que les paramètres physico-chimiques des sols influencent significativement l'accumulation des ETM. Des concentrations élevées en P et en Mg^{2+} semblent accentuer la mobilité de certains métaux, ce qui suggère que des paramètres édaphiques tels que la MO ou la texture mollisol des sols étudiés favorisent la rétention des ETM dans le sol plutôt que leur transfert dans les tissus des vers (**Chakraborty et al., 2024**). À l'inverse, les teneurs en Ca^{2+} et en COT montrent une forte corrélation négative avec les concentrations en VBa et VCr, suggérant qu'ils pourraient limiter la disponibilité de ces éléments pour les organismes. Par ailleurs, la fraction granulométrique des sols joue également un rôle déterminant dans la variabilité des accumulations d'ETM, contribuant ainsi aux différences observées entre les sites (**Chakraborty et al., 2024**). Enfin, les vers de terre eux-mêmes participent à l'immobilisation des ETM, en les stockant dans leur organisme, tout en excréant de l'ammoniac et en produisant du carbonate de calcium ($CaCO_3$) via leurs glandes calcifères. Ce processus augmente le pH de leurs turricules et influence la mobilité des ETM dans les sols, comme l'ont démontré **Udovic et al. (2007)**.

3.2.5 Facteur de bioaccumulation (BAF)

3.2.5.1 Les teneurs en ETMs accumulées aux tissus des vers :

Les valeurs calculées les plus élevées de FBA (**Tableau.30**) ont été enregistrées pour le Pb chez les vers de terre sur le site 1 ($5,87 \pm 0,03$), marquant ainsi la moyenne la plus élevée, tandis que le site 3 ($-6,12 \pm 0,30$) a montré la moyenne la plus faible. En ce qui concerne les sites 3 et 4, des valeurs moyennes ont été observées.

Tableau 29: les moyennes des teneurs accumulées aux tissus des vers de terre (*A. caliginosa*) en fonction des sites.

Modalité	BAF cd	BAF Co	BAF Ba	BAF pb	BAF Cr
SITE1	$0,04 \pm 0,03$ A	$0,00 \pm 0,00$ A	$0,02 \pm 0,00$ B	$5,87 \pm 0,03$ A	$-0,12 \pm 0,00$ C
SITE3	$0,02 \pm 0,03$ C	$0,0 \pm 0,00$ C	$0,03 \pm 0,04$ A	$3,96 \pm 0,24$ B	$-0,01 \pm 0,01$ D
SITE2	$0,05 \pm 0,2$ D	$0,00 \pm 0,00$ B	$0,01 \pm 0,04$ C	$-6,12 \pm 0,30$ C	$0,22 \pm 0,01$ A
SITE4	$0,01 \pm 0,03$ B	$0,00 \pm 0,00$ B	$0,01 \pm 0,07$ D	$3,96 \pm 0,24$ B	$-0,01 \pm 0,01$ B
Pr > F (Modèle)	0,00	0,09	0,00	0,00	0,01
Significatif	Oui	Non	Oui	Oui	Oui

Une différence significative a été observée entre les sites pour l'ensemble des éléments accumulés, à l'exception du Co. Selon le test de (Newman), Voir (**Fig.33**)

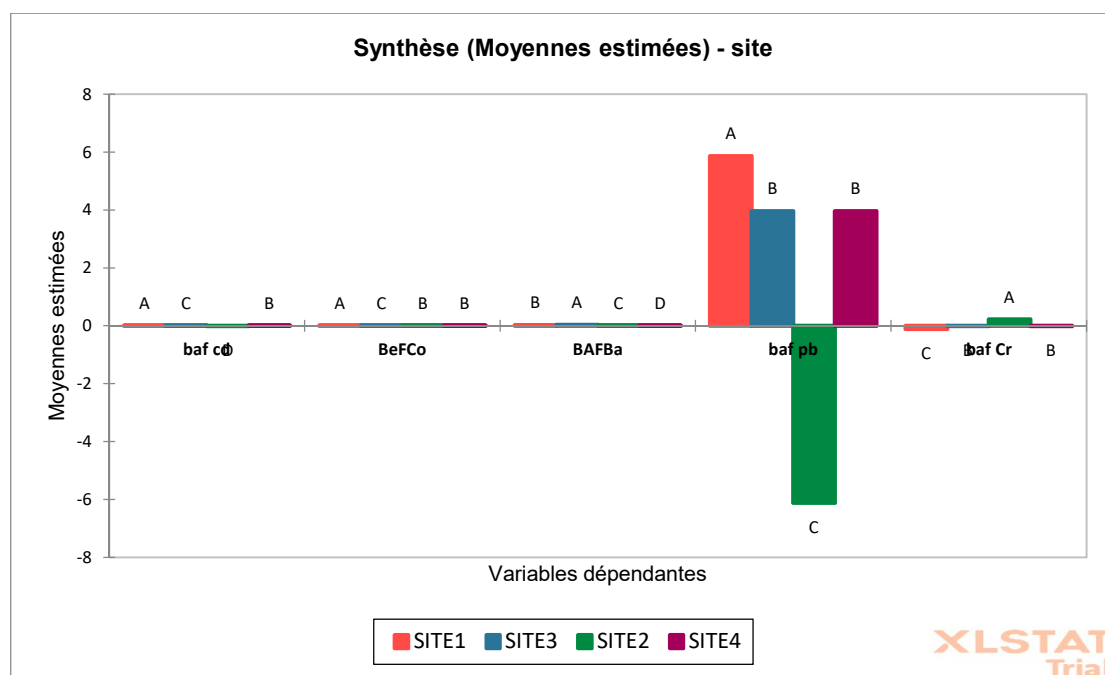


Figure 33: diagrammes des moyennes pour les teneurs métalliques accumulées dans les tissus d'*A. caliginosa*.

3.2.5.2 Relation entre les teneurs métalliques accumulées aux tissus des vers de terre et ceux trouvés dans les sols contaminés :

La matrice de corrélation de Pearson (**tableau 31**) permet de mettre en évidence les relations entre les facteurs de bioaccumulation (BAF) des éléments traces métalliques (ETM) chez les vers de terre et la concentration des ETM dans les sols.

Tableau 30: corrélation de Pearson entre les teneurs métalliques accumulées aux tissus des vers de terre et ceux trouvés dans les sols contaminés.

Variables	Cd	Pb	As	Cr	Co	Ba
BAF cd	-0,681	-0,288	-0,437	0,239	-0,162	0,321
BAF Co	-0,240	-0,598	-0,614	-0,307	-0,185	0,566
BAF Ba	0,757	0,787	0,877	0,265	0,441	-0,687
BAF pb	-0,079	-0,736	-0,696	-0,516	-0,187	0,820
BAF Cr	-0,611	-0,129	-0,271	0,316	-0,117	0,109

Des corrélations positives très significatives ($p < 0,001$) entre la concentration des métaux accumulés au tissu d'*A. caliginosa* et les concentrations des ETM en sol. Incluent principalement le (BAF Ba), avec (As, Pb et Cd) pour les valeurs suivantes (0,877, 0,820 et 0,757). Et aussi entre le (BAF pb) et le Ba. Ces corrélations suggèrent que la bioaccumulation du Ba est fortement influencée par la présence de ces métaux dans les sols, avec une co-absorption probable. En revanche, les corrélations négatives sont plus nombreuses et marquent des interactions inverses. De même, le (BAF Pb et BAF Co) avec (Pb et As), (-0,736 et -0,696) respectivement, montre une corrélation négative marquée avec sa concentration, reflétant des mécanismes de régulation ou de compétition entre ces éléments pour leur absorption. Quant au (BAF Cr), il présente aussi une corrélation négative notable avec le cd (-0,611), renforçant l'idée que la bioaccumulation de ces métaux est influencée par des interactions compétitives. Enfin, le (BAF Ba) a une relation inverse avec sa propre concentration Ba (-0,687), ce qui peut suggérer des phénomènes de saturation ou une régulation de l'accumulation du baryum dans les organismes.

Le biplot dans la fig. **34** met en relation les facteurs de bioaccumulation (BAF) des ETM et les concentrations des ETM dans le sol, en fonction des sites. Représente les résultats d'une analyse en composantes principales (ACP), qui expliquent un ensemble de (**78,18 %**) de la variabilité totale des données.

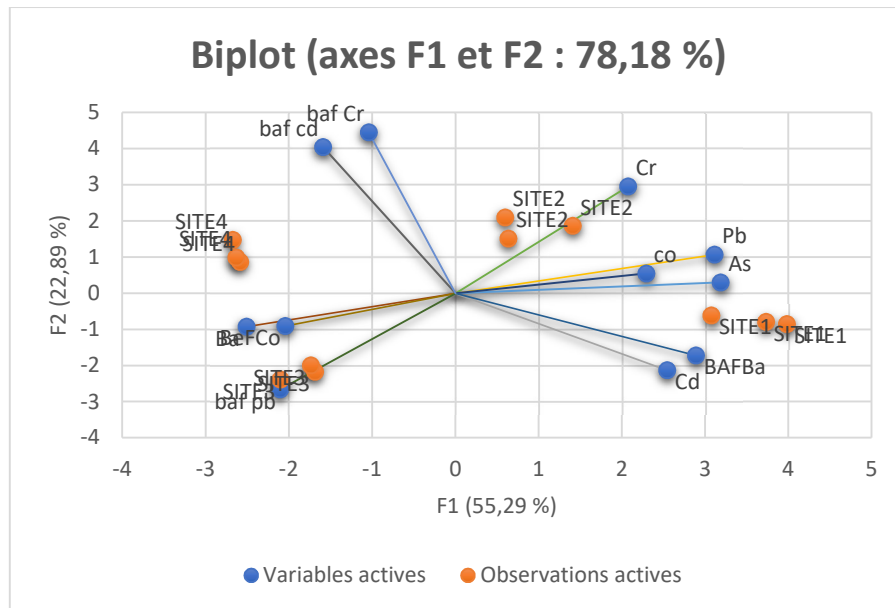


Figure 34: biplot d'une analyse en composante principale entre les facteurs de bioaccumulation (BAF) et les teneurs métalliques des ETMs des sols en fonctions des sites.

L'axe F1, qui explique la majeure partie de la variance (**55,29 %**), est principalement associé à des métaux tels que le (Pb), l'(As), le (Cr), et le (Co), qui montrent une projection positive sur cet axe. Le (Ba) et le (Cd), en revanche, sont projetés négativement sur cet axe. Cela signifie que les sites situés sur le côté droit de l'axe F1, tels que Site1 et Site2, sont probablement caractérisés par des concentrations plus élevées en Pb, As, Cr et Co, tandis que Site3 et Site4, situés à gauche, présentent des niveaux plus élevés de Cd et Ba.

L'axe F2, qui explique (**22,89 %**) de la variance, distingue principalement le (Cr) et le facteur de bioaccumulation du (BAF Cd) avec des projections très positives sur cet axe. Les autres métaux, tels que le (Pb) et le (Ba), sont relativement proches de l'origine de cet axe. Cette disposition suggère que les différences dans la bioaccumulation du Cr et du Cd contribuent de manière significative à la différenciation des sites le long de cet axe.

3.2.5.3 Discussion :

Les valeurs obtenues pour le facteur de bioaccumulation (FBA) calculées pour l'espèce de ver de terre *A. caliginosa* présentent des valeurs faibles pour l'ensemble des éléments dosés, dont l'ordre observé est le suivant :

$$\text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cd} > \text{Ba} > \text{Co}.$$

Seul le Pb indique des taux d'accumulation élevés. L'ensemble des résultats montre des taux d'accumulation significatifs qui sont proportionnels au niveau d'activité anthropique spécifique pour chaque site, sauf pour le Co. Ces résultats sont peut-être liés aux mécanismes de régulation et de purification spécifiques à *A. caliginosa*, pour limiter l'accumulation des xénobiotiques. Nos résultats sont en partie en accord avec les observations de **Wang et al. (2018)**, qui ont révélé des taux élevés d'accumulation pour le Pb dans les tissus des Lombricidés. Cependant, **Gautam et al. (2022)** ont montré des résultats opposés aux nôtres, où les vers de terre appartenant à diverses catégories écologiques, exposés à des sols graduellement contaminés, ont montré des accumulations significatives en fonction du degré de contamination, suggérant ainsi que ces différences sont le résultat de différentes caractéristiques des sols, des niveaux de contamination ou des espèces de vers de terre. L'analyse multifactorielle biplots, avec la corrélation, a montré la présence d'une compétition entre les métaux, suggérant que cette compétition a altéré l'accumulation de BAF : Cd, Cr, Co et de Ba malgré leurs taux élevés dans le sol, provoquant ainsi une accumulation préférentielle du Pb chez *A. caliginosa*, malgré le fait qu'il soit en dessous des seuils de risque mondiaux (**Kabata-Pendias et al., 2011**). D'après **Rida (1996)** et **Otmani (2018)**, les vers de terre ont la capacité d'absorber et de métaboliser facilement le Pb et le Cd. En effet, nos résultats montrent une dynamique de bioaccumulation contre-intuitive conforme aux observations de **Richardson et al. (2020)**, qui montrent que lorsque la consommation de certains éléments augmente, leur bioaccumulation diminue chez certaines espèces, y compris les vers de terre, ce qui est validé avec le biplot.

Toutefois, plusieurs explications sont proposées. Le corps des vers de terre, lorsqu'ils sont exposés aux ETM, développe divers mécanismes de défense pour limiter leur absorption : soit par un épaissement des téguments en cas de contact direct avec l'épiderme, soit ils redeviennent bioaccumulateurs impliquant la voie intestinale. Les ETM seront alors piégés dans les intestins par les chloragosomes sphéroïdaux et les chloragocytes, en formant des complexes avec des protéines spécifiques, puis acheminés vers le liquide cœlomique (**Gautam et al., 2022 ; Gudeta et al., 2023**). Ces dernières vont ensuite se fixer aux protéines appelées métallothionéines (MT) pour former des

complexes, tels que les MT de cadmium et les MT de plomb. Le troisième mécanisme est la biofiltration : les ETM seront alors purifiés par des bactéries intestinales candidates, qui vont faciliter la complexification au sein de substances humiques stables, via la nitrification, la méthanogenèse et la détoxification, résultant en des excréments contenant des molécules sous une forme moins nocive pour le sol (**Gudeta et al., 2023**).

3.2.6 Évaluation du stress oxydatifs chez les vers de terre en milieu naturelle :

3.2.6.1 Introduction :

Les organismes exposés à des substances toxiques telles que les métaux traces, les pesticides ou les nanomatériaux subissent une surproduction d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) — notamment le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), l'anion superoxyde ($\text{O}_2^{\bullet-}$) et le radical hydroxyle ($\bullet\text{OH}$). Ces molécules très réactives induisent des altérations graves des protéines, des lipides et des acides nucléiques (**Zhao et al., 2017**). Pour se défendre, les organismes activent des systèmes antioxydants comprenant plusieurs enzymes, telles que la superoxyde dismutase (SOD), la catalase (CAT) ou encore la glutathion-S-transférase (GST), qui limitent les effets délétères des ROS (**Taylor et Maher, 2013 ; do Amaral et al., 2019 ; Bouzahouane et al., 2024**). L'évaluation de ces biomarqueurs constitue un outil précieux pour mesurer la réponse physiologique des organismes à la pollution environnementale.

Dans le cadre de notre étude, nous avons sélectionné cinq biomarqueurs majeurs du stress oxydatif chez *Aporrectodea caliginosa* :

1. **SOD (superoxyde dismutase)** : convertit l'anion superoxyde ($\text{O}_2^{\bullet-}$) en H_2O_2 , agissant comme première ligne de défense contre les ROS (**Boughattas et al., 2016**).
2. **CAT (catalase)** : transforme le H_2O_2 en eau et oxygène, jouant un rôle essentiel dans le maintien de l'homéostasie redox (**Chen et al., 2016 ; Espín et al., 2014**).
3. **GSH (glutathion réduit)** : tripeptide antioxydant majeur intervenant dans la neutralisation des ROS et la détoxification cellulaire (**Beldi, 2006**).
4. **GST (glutathion-S-transférase)** : catalyse la conjugaison du GSH avec des composés toxiques, facilitant leur élimination (**Zhang et al., 2020 ; Bouzahouane et al., 2018**).
5. **MDA (malondialdéhyde)** : produit de la peroxydation lipidique, indicateur de dommages oxydatifs sur les membranes cellulaires (**Del Rio et al., 2005 ; Bouzahouane et al., 2024**).

L'intérêt de cette approche est d'évaluer les niveaux de stress oxydatif en lien avec la pression environnementale locale (pollution chronique, activité agricole ou anthropique). Comme première approche, puis une seconde série de dosages a été effectuée sur des vers exposés en laboratoire à un mélange toxique de Cd + 2,4-D, dans le but d'étudier les effets aigus d'une exposition contrôlée à ce cocktail de polluants

3.2.6.2 Dosage des biomarqueurs de stress chez *A. caliginosa* en milieu naturel :

La **figure 35** présente les moyennes estimées des différents paramètres de stress oxydatif (GSH, GST, MDA, CAT, SOD) en fonction des quatre sites (Site 1, Site 2, Site 3, Site 4). Les observations générales mettent en évidence des indications significatives du stress oxydatif dans les sites soumis à une forte pression anthropique et présentant des concentrations élevées de métaux lourds (Site 1 et Site 2).

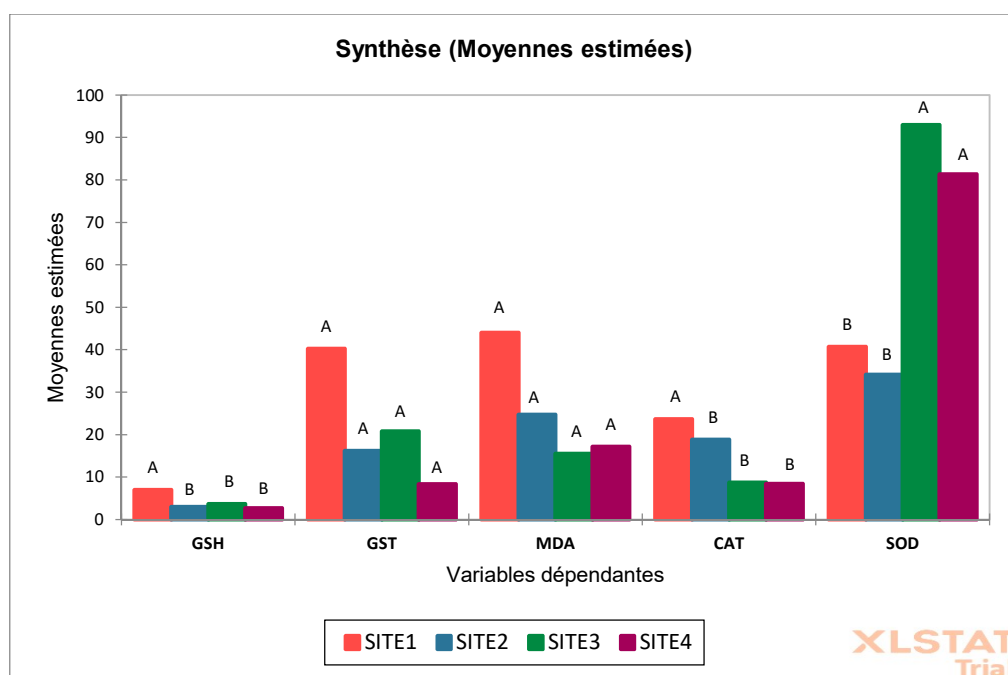


Figure 35: Moyennes des Paramètres de stress Oxydatif (GSH, GST, MDA, CAT, SOD) en fonction des quatre sites.

On observe des niveaux élevés de GST induit ainsi qu'une accumulation de MDA, accompagnés de signes de saturation pour la CAT et d'inhibition pour la SOD, ce qui suggère qu' *A. caliginosa* est exposé à des stress chimiques épuisant ses mécanismes de défense. Les individus exposés à des sites présentant des niveaux d'activités anthropiques modérés à faibles, tels que les sites 3 et 4, montrent des niveaux élevés de SOD et de CAT, ainsi que des taux bas de MDA pour l'ensemble des biomarqueurs de stress. Ces résultats reflètent une réponse harmonieuse et équilibrée pour la régulation de leurs systèmes oxydants. En revanche, les individus exposés à des sites (Site1, Site2) présentant des niveaux de contamination plus élevés montrent des réponses plus prononcées au stress oxydatif chez les vers de terre. Adaptés de manière personnalisée pour les sites 3 et 4.

Tableau 31 Moyennes, Écart-Types et différences Statistiques des Paramètres de Stress Oxydatif (GSH, GST, MDA, CAT, SOD, GPx) selon les Quatre Sites (Test de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$)

Modalité	GSH	GST	MDA	CAT	SOD
SITE1	7 ± 2A	40 ± 23 A	44 ± 23,34 A	24 ± 1,1A	41 ± 29,26 B
SITE2	3 ± 1 B	16 ± 1,46 A	25 ± 10,31A	19 ± 3,40 B	34 ± 8 ,74 B
SITE3	4 ± 2 B	21 ± 10,35A	16 ± 8,81 A	9 ± 4,75 B	93 ± 0,33 A
SITE4	3 ± 1,5 B	8 ± 0,89A	17 ± 9,34A	8 ± 2,30 B	81 ± 0,37 A
Significatif	Oui	Non	Non	Oui	Oui

3.2.6.3 Glutathion (GSH) :

Les concentrations de GSH sont indiquées dans le **Tableau 32**. Les variations sont significatives entre les sites ($F = 6$; $Pr > 0.05$), indiquant ainsi une différence notable entre les groupes selon le test de **Newman-Keuls (SNK)** ($p < 0.05$). Le site 1 se distingue des autres sites par sa teneur en GSH la plus élevée (7 ± 2), formant ainsi un groupe homogène distinct (A). Les sites 2, 3 et 4, présentant des niveaux comparables, font partie d'une catégorie distincte (B), comme illustré dans la (**Fig.35**). Ces résultats indiquent que le site 1 est soumis à un niveau de stress oxydatif plus élevé que les autres sites. Il est nécessaire d'augmenter la production de GSH afin de neutraliser les radicaux libres.

3.2.6.4 Glutathion S-transférase (GST) :

Les niveaux de GST présentés dans le **Tableau 32** révèlent une moyenne relativement plus élevée (40) au site 1, tandis que les autres sites (Site 2, Site 3 et Site 4) affichent des valeurs plus basses. Cependant, aucune différence statistiquement significative n'est observée entre les sites selon le test de **Newman-Keuls (SNK)** ($F = 2$; $Pr > 0.13$) (**Fig. 35**). Cela suggère que l'activité de la GST, bien que variable, ne semble pas réagir de manière significative aux diverses conditions environnementales des sites.

3.2.6.5 Malondialdéhyde (MDA) :

Les niveaux de MDA, tels que présentés dans le **Tableau 32**, révèlent une concentration légèrement supérieure au site 1 (44). En revanche, les autres sites affichent des valeurs comparables (Site 2 : 25 ; Site 3 : 16 ; Site 4 : 17). Selon le test de **Newman-Keuls (SNK)**, toutes les valeurs appartiennent au même groupe homogène, car aucune différence significative n'est observée entre les sites ($F = 1,94$; $Pr > 0,18$). La **Figure 35** représente ceci, pourrait indiquer que, même si des dommages oxydatifs sont présents dans ces zones, ils ne parviennent pas à des niveaux de sévérité suffisants pour engendrer des différences statistiquement significatives.

3.2.6.6 Catalase (CAT) :

Les niveaux d'enzyme CAT présentent des variations significatives entre les différents sites, comme le révèle le test de **Newman-Keuls (SNK)** ($F = 5,85$; $Pr > 0,05$) (**Fig. 35**), mettant en évidence une distinction marquée dans son activité. Le site 1 présente la plus forte activité (24), ce qui le distingue comme un groupe homogène distinct (A), contrairement aux autres sites (Site2, Site3, Site4) qui affichent des activités plus faibles et sont regroupés dans un ensemble homogène différent (B) (**Tableau 32**). Cela signale un niveau de stress oxydatif plus élevé dans cette zone.

3.2.6.7 Superoxyde dismutase (SOD) :

L'analyse de la variance (ANOVA) révèle une variation significative entre les différents groupes selon le test de **Newman-Keuls (SNK)** ($F = 8$; $Pr > 0,05$) (**Tableau 33; Figure 37**), mettant en évidence des différences marquées entre ces groupes. Les sites 3 (93) et 4 (81) sont regroupés ensemble de manière homogène (groupe A), présentant des niveaux de SOD significativement plus élevés. En revanche, les sites 1 (41) et 2 (34) forment un groupe homogène distinct (groupe B) caractérisé par des niveaux plus bas de SOD. Ces résultats suggèrent que les vers de terre des sites 3 et 4 font face à des niveaux accrus de stress oxydatif, ce qui requiert une augmentation de la production de SOD afin de contrer les radicaux superoxydes.

3.2.6.8 Relation de la contamination métallique et des réponses induites du stress oxydatif :

La **Figure 36** présente les corrélations de Spearman entre les Éléments Traces Métalliques et les biomarqueurs du stress oxydatif. Des corrélations positives modérées ont été observées entre le (Pb), le (Cd) et le (Cr) avec la peroxydation lipidique mesurée par le MDA, avec des coefficients de corrélation de ($r = 0,691, 0,932$ et $0,618$ respectivement). De plus, des corrélations significatives ont été observées entre l'As et GST ($r = 0,673$) ainsi qu'entre Ba et SOD ($r = 0,657$). Ces corrélations suggèrent une influence significative sur la capacité à générer un stress oxydatif élevé. En revanche, des corrélations négatives significatives ont été observées entre la SOD et les éléments Cr, Co, Pb et As. Les coefficients suivants sont respectivement $-0,775, -0,658, -0,653$ et $-0,613$. La corrélation entre les variables Ba et MDA ($r = -0,671$) révèle un dépassement significatif de la capacité des vers de terre à gérer leurs contaminations.

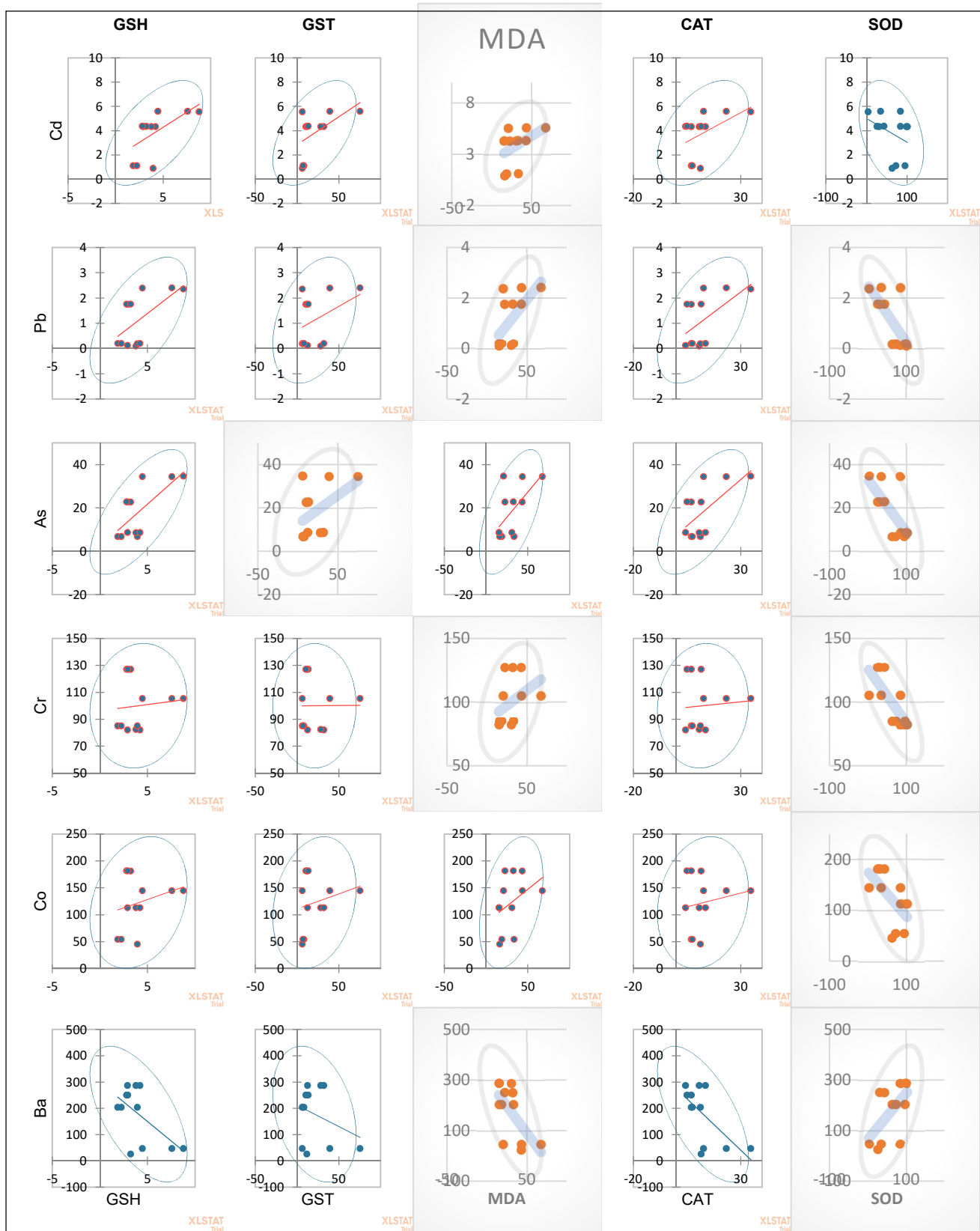


Figure 36 : diagramme de corrélation de Spearman entre la pollution métalliques et l'induction du stress oxydatifs en milieu naturel chez *A. caliginosa*.

La représentation graphique de l'analyse en composantes principales (ACP) et son biplot (**fig. 37**) permettent d'expliquer conjointement **70,21 %** de l'information totale. L'**axe F1**, qui explique **48,38 %** de la variance, est fortement corrélé de manière positive avec les biomarqueurs GSH, GST et CAT. En revanche, les variables Co, Cr et Pb ainsi que MDA sont négativement associées sur cet axe. L'**axe F2**, qui représente **21,82 %** de la variance, est principalement lié à la corrélation entre l'As, le Cd et l'induction de la superoxyde dismutase (SOD). Cela s'explique par le fait que la corrélation entre les biomarqueurs est positive, tandis qu'elle est négative avec l'ensemble des autres variables.

:

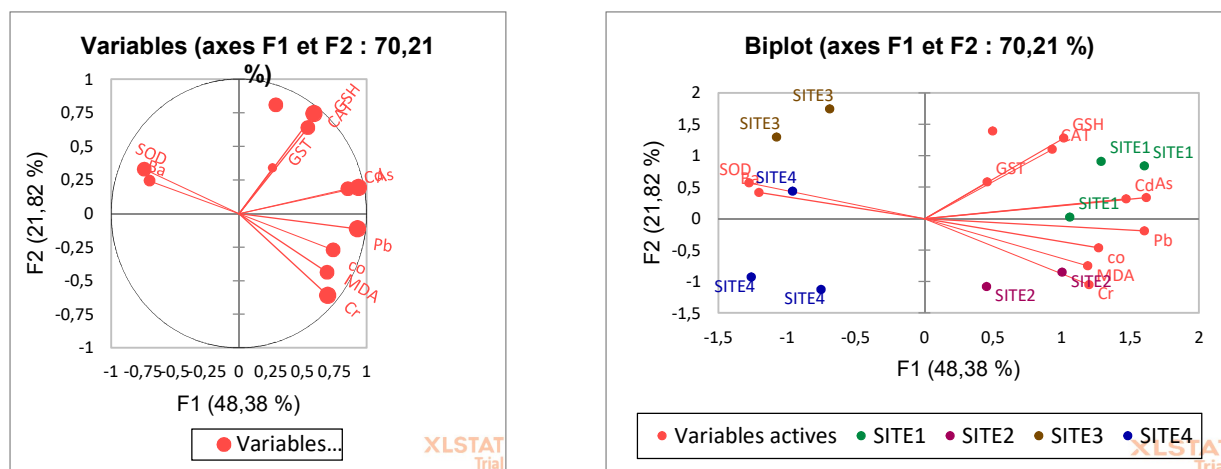


Figure 37 : l'analyse en composante principale (ACP) avec son biplot pour l'ensemble des variable ETM et biomarqueurs du stress oxydatifs en fonction des sites.

En ce qui concerne le **biplot (fig 37)**, il met en évidence des relations opposées entre le Site 1 et le Site 2. Le Site 1 est corrélé aux biomarqueurs suivants : GSH, GST, CAT, ce qui indique des niveaux élevés de ces biomarqueurs pour ce site. Le Site 2 est associé à la présence de métaux lourds tels que le plomb, le chrome, le cobalt et le MDA, ce qui suggère un niveau de contamination ou de stress plus élevé sur ce site. Toutefois, les sites 3, en association avec le site 1, sont situés à proximité de SOD et à l'opposé des variables, ce qui suggère un comportement distinct des autres biomarqueurs. Cela reflète une influence anthropique moindre, pouvant entraîner des concentrations polymétalliques agressives pour les vers de terre. Toutes ces observations indiquent une influence environnementale significative sur les biomarqueurs en fonction des sites étudiés.

3.2.7 Classification des Sites par Biosurveillance : Apport des Biomarqueurs de Stress Oxydatif et des Métaux Lourds :

L'examen du dendrogramme hiérarchique (Fig.38) met en évidence la division des sites étudiés en deux clusters distincts, soulignant des différences significatives dans leurs caractéristiques écotoxicologique ou environnementales

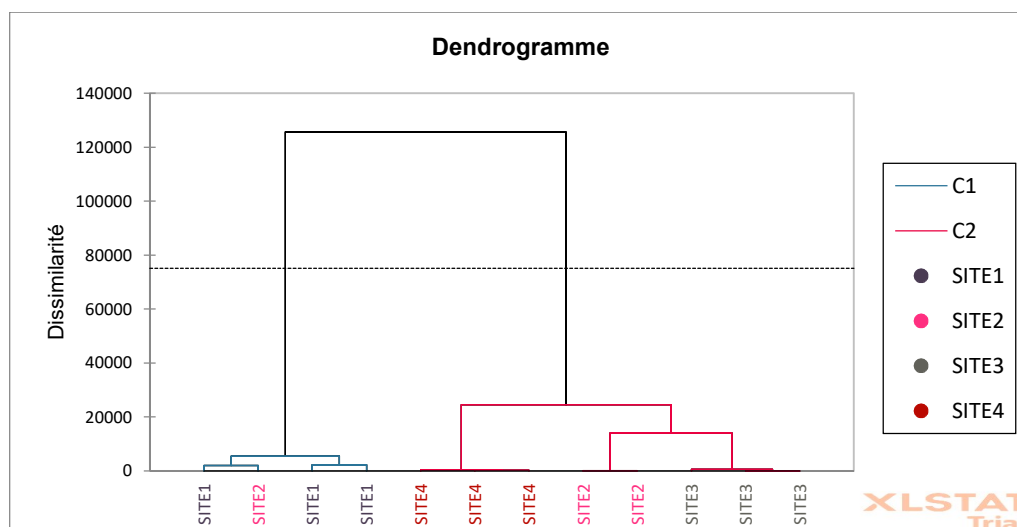


Figure 38 dendrogramme hiérarchique (CAH) classifiant les sites en fonction d'Apport des Biomarqueurs de Stress Oxydatif et des Métaux Lourds.

. Le Cluster 1, regroupant Site 1 et Site 2, exhibe une forte similarité entre les deux sites, ce qui suggère des conditions environnementales comparables ou des pressions anthropiques équivalentes. En comparaison, le Cluster 2 constitué par SITE 3 et SITE 4 exhibe une volatilité interne plus marquée, mettant en évidence des différences substantielles entre ces deux sites malgré des caractéristiques communes. La distinction marquée entre les clusters 1 et 2 met en évidence des variations significatives en termes de contamination ou de réponse biologique au stress environnemental, ce qui suggère vraisemblablement des conditions locales spécifiques.

3.2.8 Discussion :

Face à une surcharge de radicaux libres, les vers de terre déclenchent une cascade enzymatique ordonnée. Nos résultats illustrent cette hiérarchie de défense.

des concentrations élevées de catalase ont été détectées sur les sites 1 et 2, lesquels se distinguaient par une contamination métallique importante. Cette augmentation témoigne d'une réaction adaptative à la contrainte oxydative provoquée par les polluants environnementaux, en conformité avec les recherches menées par **Bouzahouane et al. (2024)**, ainsi que d'autres études portant sur des espèces aquatiques et terrestres exposées à des agents polluants similaires (**Lamia et al., 2015 ; Bouzahouane et al., 2018 ; Laouati et al., 2021**). Des études antérieures ont montré que les métaux lourds induisent

l'activation de la catalase pour détoxifier les espèces réactives de l'oxygène. Toutefois, selon **Mahamood et al. (2021)** ainsi que **Benhalima et al. (2024)**, une diminution de l'activité de la catalase a été observée en cas de stress oxydatif prolongé, ce qui laisse supposer une saturation de l'enzyme. Cependant, les sites 3 et 4, qui sont moins pollués et exposés à des actions humaines limitées, montrent des niveaux modérés de CAT. Ces observations sont en accord avec celles rapportées par **El Jourmi et al. (2015)**, démontrant que l'activité enzymatique est étroitement liée aux conditions environnementales. Cela suggère que les vers de terre des sites 3 et 4 ont développé une réponse adaptative stable, comme le soulignent **Velki et Hackenberger (2013)** et **Ma et al. (2023)**. Il a été signalé que l'activité modérée de la catalase dans certains environnements indique une adaptation efficace des organismes à un faible stress oxydatif, ce qui leur permet de maintenir un équilibre redox stable et d'éviter l'inhibition enzymatique observée dans des environnements plus pollués. Par conséquent, cela leur permet de gérer efficacement le stress oxydatif dans des conditions environnementales moins contraignantes (**Chen et al., 2016**).

L'examen des opérations de la SOD dans divers sites dans le cadre de notre recherche a mis en lumière des conclusions divergentes, démontrant l'impact des concentrations d'éléments traces métalliques (ETM) et des pressions anthropiques. Les sites 1 et 2, qui se distinguent par des concentrations élevées en éléments traces métalliques (ETM) et une pression anthropique importante, montrent des niveaux d'activité de la superoxyde dismutase (SOD) faibles. Cette inhibition pourrait découler d'un stress oxydatif intense, où la capacité adaptative des systèmes antioxydants est dépassée, provoquant des dommages oxydatifs et une inactivation enzymatique (**Wang et al., 2016 ; Zhao et al., 2017b**). Tel est le cas du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dont l'augmentation peut avoir un impact direct sur l'efficacité de la superoxyde dismutase (SOD) ou entraver la biosynthèse des protéines (**Fournier, 2015**). En revanche, les sites 3 et 4, moins exposés aux contaminants, montrent une induction significative de l'activité de la SOD. Cette augmentation peut être expliquée par un stress oxydatif modéré qui active la biosynthèse de la SOD à travers des mécanismes de transduction du signal (**Wang et al., 2017b**). Selon **Gao et al. (2018)**, il a été prouvé que des niveaux modérés de stress oxydatif stimulent l'activation des enzymes antioxydantes, ce qui aide à préserver l'homéostasie cellulaire.

Ces observations mettent en évidence une corrélation non linéaire entre la concentration en éléments traces métalliques, l'ampleur du stress oxydatif et les réactions enzymatiques. Alors qu'un niveau modéré de stress peut stimuler l'activation des enzymes antioxydantes, un niveau élevé de stress peut conduire à leur suppression (**Sun et al., 2021**). Par conséquent, l'activité de la SOD peut être considérée comme un marqueur délicat reflétant à la fois la qualité de l'environnement et la capacité d'adaptation des organismes aux contaminants.

Dans notre étude, nous avons noté des niveaux légèrement supérieurs de GSH sur le site 1, qui se distingue par une importante pollution par les éléments traces métalliques. Cette augmentation pourrait être associée à une augmentation de la synthèse du GSH en réponse au stress oxydatif, tel que rapporté par **Palermo et al. (2015)** et **Bouzahouane et al. (2024)**. Ce mécanisme adaptatif représente une réponse de défense contre les Espèces Réactives de l'Oxygène (ERO) produites par les métaux. Cependant, les sites 2, 3 et 4 affichent des niveaux de GSH significativement plus bas, ce phénomène pouvant être attribué à une augmentation de la consommation pour la détoxification des métaux ou à une forte affinité des ETM pour le groupement thiol du GSH (**Gismondi et al., 2012 ; Bouzahouane et al., 2018**). Ces résultats témoignent d'une forte pression environnementale et d'une diminution des capacités d'adaptation des organismes.

Les fluctuations des niveaux de GSH en fonction des sites confirment les découvertes de **Benhalima et al (2024)**, qui ont mis en évidence des réponses distinctes du GSH en lien avec la localisation et les concentrations en ETM chez *A. caliginosa*. Ceci met en lumière l'importance cruciale du GSH dans la modulation des effets néfastes des métaux, que ce soit par une régulation compensatoire ou par une diminution due à une consommation accrue.

Dans notre étude, une induction marquée de l'activité de la GST a été observée sur tous les sites, avec des niveaux les plus élevés sur le site 1, fortement affecté par l'activité anthropique. Ces résultats concordent avec les observations de **Bouzahouane et al. (2024)** chez des escargots exposés à des concentrations croissantes d'ETM, ainsi que les travaux de **Bougherira et al. (2014)** et **Bouzahouane et al. (2018)** sur des organismes marins du golfe d'Annaba. Toutefois, certaines études (**Gnatyshyna et al., 2020 ; Bouzahouane et al., 2024**) rapportent une inhibition de la GST à haute concentration de polluants, attribuée à une consommation excessive de GSH ou à des altérations structurales de l'enzyme **Zhang et al (2021)**. L'induction de la GST observée sur les sites pollués pourrait être une réponse adaptative au stress environnemental causé par les ETM. Cette augmentation reflète une intensification des mécanismes de conjugaison du GSH avec les toxines, facilitant leur élimination (**Cunha et al., 2007 ; Bouzahouane et al., 2018**). Sur les sites faiblement contaminés 3 et 4, l'activité de la GST présente une induction modérée. Cette activation pourrait refléter un niveau basal d'activité enzymatique nécessaire au métabolisme et à la détoxification de composés naturellement présents dans l'environnement, tels que les substances organiques ou les faibles concentrations d'ETM. Plusieurs études soutiennent cette hypothèse, notamment celle de **Vidal-Liñán et al. (2010)**, qui ont rapporté que la GST peut être activée à des niveaux sub-toxiques de contaminants, révélant une capacité adaptative des organismes.

Il est également possible que des facteurs environnementaux tels que la variabilité des paramètres physico-chimiques du sol (pH, salinité, teneur en matière organique) contribue à cette induction. Ces facteurs, bien que non directement liés à une contamination anthropique, influencent les réponses enzymatiques des organismes (**Chapitre 1 et 2**). L'induction modérée de la GST sur les sites non pollués pourrait donc être interprétée comme une stratégie adaptative permettant aux organismes de maintenir un état de préparation face à d'éventuels stress environnementaux. **Bouzahouane et al. (2018)** ont démontré que même en l'absence de stress évident, les organismes ajustent leur activité enzymatique pour optimiser leurs mécanismes de défense.

Dans notre étude, les concentrations de MDA, bien que présentes sur tous les sites, ne révèlent pas de différences statistiquement significatives entre les sites contaminés et les sites non contaminés. Ceci pourrait indiquer la présence de dommages oxydatifs déjà présents mais généralement de faible ampleur, insuffisants pour entraîner des variations significatives.

Des recherches antérieures menées dans le golfe d'Annaba ont révélé des conclusions concordantes, démontrant une élévation des taux de MDA chez les organismes aquatiques et terrestres soumis à la pollution métallique de cette zone, soulignant ainsi l'influence des activités humaines locales (**Soltani et al., 2012 ; Sifi et al., 2013 ; Bouzahouane et al., 2018**). En outre, **Boughattas et al (2016)** ont démontré que l'exposition des vers de terre *Eisenia andrei* à des sols fortement contaminés entraîne une augmentation de l'accumulation de MDA, ce qui reflète la dégradation des acides gras polyinsaturés des membranes cellulaires. Ces résultats sont en accord avec nos observations, même si les niveaux de contamination modérés sur nos sites pourraient expliquer l'absence de différences significatives dans notre étude.

Les résultats constatés pourraient être attribués à divers facteurs. Sur les sites modérés, il est possible que des mécanismes antioxydants fonctionnels, tels qu'une augmentation de l'activité de la superoxyde dismutase (SOD) ou de la catalase (CAT), aient la capacité de restreindre les dommages oxydatifs, ce qui pourrait conduire à une diminution des taux de MDA (**Giarratano et al., 2013 ; Bouzahouane et al., 2018**). En revanche, dans les sites contaminés, malgré une pression oxydative accrue, l'augmentation modérée de MDA pourrait suggérer une adaptation relative des vers de terre aux conditions environnementales locales (**Telahigue et al., 2022 ; Boughattas et al., 2023**). Ces résultats corroborent la validité du MDA en tant qu'indicateur réactif, soumis à des mécanismes de compensation propres à chaque organisme et à son environnement spécifique.

L'analyse comparative des sites contaminés et non contaminés révèle un mélange de réponses des biomarqueurs antioxydants, tout en étant propre à chaque individu. Lorsqu'il s'agit de sites contaminés, l'augmentation significative de l'activité de la GST, de la SOD et de la CAT reflète une réaction renforcée en réponse à un stress oxydatif important, alors que la diminution de l'activité du GSH indique une utilisation rapide en tant que substrat. En revanche, dans les sites non pollués, l'augmentation modérée de ces enzymes, conjuguée à une préservation relative du GSH, témoigne d'une adaptation à des conditions environnementales naturelles. Ces résultats mettent en évidence la complémentarité de ces biomarqueurs dans l'évaluation des pressions environnementales changeantes, tout en prenant en considération la variabilité interindividuelle.

Les corrélations significatives, combinées à l'ACP et au dendrogramme, révèlent des réponses différenciées des vers de terre face aux ETMs. L'axe F1 distingue les biomarqueurs enzymatiques (GSH, GST, CAT), associés à une réponse adaptative, des métaux lourds (Pb, Cr, Co), liés à une peroxydation lipidique (MDA), confirmant les observations de **Wang et al. (2021)**. L'axe F2 montre une corrélation entre As, Cd et l'activation de la SOD, suivie d'une inhibition à fortes doses, signe de la limite des défenses (**Kamran et al., 2019**). Le biplot illustre une opposition entre sites pollués (corrélés au MDA et aux ETMs) et moins pollués (corrélés aux enzymes antioxydantes), soulignant une résilience variable. Le dendrogramme regroupe les sites selon leur niveau de contamination et de réponse biologique. Ces résultats confirment ceux de **Markad et al. (2015)**, **Zhang et al. (2018b, 2020a)**, et illustrent la saturation des défenses à forte charge toxique (**Kamran et al., 2019 ; Wang et al., 2021**).

3.3 Résultats du troisième chapitre « étude expérimentale » :

Les résultats présentés dans ce chapitre 3 sont exprimés dans des tableaux et figures représentant les résultats d'ANOVA à comparaisons multiples par paires pour Condition (Newman-Keuls (SNK)), de différents traitements (pesticide, ETM et mixture des deux) sur les paramètres physiologiques et enzymatiques des vers de terre en fonction de deux facteurs. En fonction de la dose (D1° représente la ¼ de la DL 50 et (D2) en ½ de la DL50 de chaque produit utilisé). Et en fonction du temps (après exposition à 7 et 14j).

3.3.1 Etude toxicologiques

3.3.1.1 Effets des traitements toxicologiques sur La mortalité :

Les **tableaux 33** et les **fig. 39** illustrent des variations significatives selon le test de Newman-Keuls (SNK) pour la mortalité estimée en (%) des vers de terre soumis aux traitements après 7 et 14 j, par rapport aux témoins qui présentent des valeurs nulles aux deux périodes. Les vers exposés au Cd présentent des taux de mortalité comparables à ceux des vers témoins aux 7 et 14 j, avec des différences de (0 à 1%) observées pour les deux traitements, que ce soit dans les groupes exposés à la faible dose (D1) ou à la forte dose (D2).

Tableau 32: les variations de Mortalité estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j

Synthèse (Moyennes estimées) - Condition (Couleur) : dossier dosage		
Modalité	Mortalité (%) 7j	Mortalité (%) 14j
Cocktail (Cd+2,4D) 2	4, a	6, a
Cocktail (Cd+2,4D) 1	1, b	3, b
Pesticide (2,4d) 2	2, b	2, b
Pesticide (2,4d) 1	1, b	1, b
ETM (Cd) 2	1, b	1, b
ETM (Cd) 1	0, b	2, b
ETM (Cd) 1	1, b	1, b
Contrôle	0, b	0, b
Pr > F(Modèle)	0	0
Significatif	Oui	Oui

Pour les vers exposés au pesticide (2,4-D), le taux de mortalité est resté stable tout au long de la période d'exposition de 7 et 14 j pour la première dose D1 en milligrammes (**fig. 39**). Observer (1 %). Lorsque la mortalité observée chez les lots exposés à une forte dose du pesticide (D2) augmente légèrement de (2 %) par rapport aux témoins après 7 j, puis se stabilise jusqu'à 14 j, cela suggère que la toxicité du

pesticide, bien que présente, est limitée dans le temps. Cette observation pourrait être attribuée à la dégradation du produit dans le sol.

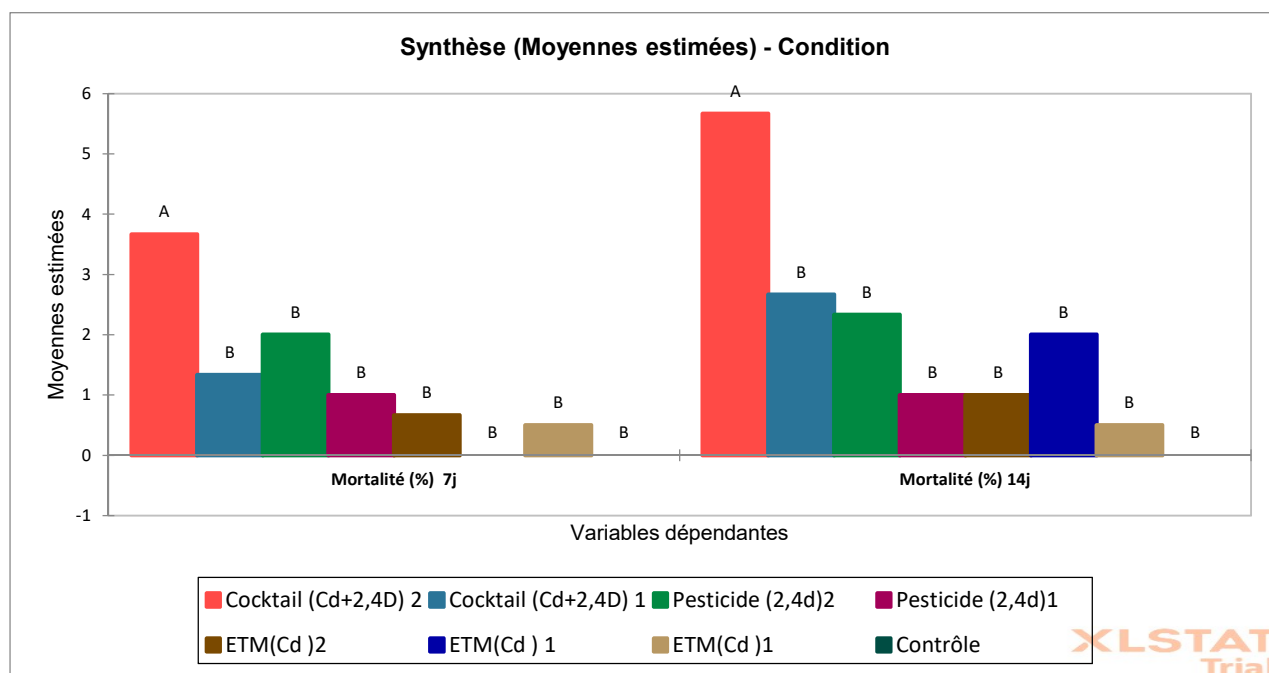


Figure 39 : diagramme de synthèse des moyenne estimées pour les variations de Mortalité estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j

Les vers exposés à la combinaison des deux premières doses de Cd avec 2,4-D, indiquées en bleu foncé, ont présenté des taux de mortalité faibles après 7 j, similaires à ceux du témoin (1%), puis ont augmenté de manière significative après 14 j pour atteindre (3%). Les résultats de notre étude ont mis en évidence un effet dose-dépendants. En revanche, les vers exposés à la mixture des deux doses fortes ont présenté des taux significativement plus élevés par rapport aux témoins, atteignant (4%) au 7 j et continuant à augmenter jusqu'à (6%) après 14 jours, mettant en évidence un effet dose-dépendant marqué dès les premières expositions.

3.3.1.2 Effet des traitements toxicologiques sur La Croissance :

L'analyse de variance (ANOVA) présentée dans le tableau 34 et la figure 40 illustre les variations des taux de croissance pondérale des vers de terre après 7 et 14 jours d'exposition à différents traitements par rapport au groupe témoin. Les résultats montrent des différences non significatives pour l'ensemble des traitements après 7 jours, contrairement aux traitements après 14 jours qui se révèlent significatifs selon les comparaisons de Newman-Keuls (SNK).

Tableau 33 : les variations de la croissance estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j

Modalité	Croissance 7j	Croissance 14j
Contrôle	23, a	23, a
ETM (Cd) 2	15, a	-19, a
ETM (Cd) 1	21, a	-44, a
Pesticide (2,4d) 2	9, a	-21, a
Pesticide (2,4d) 1	-10, a	18, a
ETM (Cd) 1	5, a	-27, a
Cocktail (Cd+2,4D) 1	9, a	-45, a
Cocktail (Cd+2,4D) 2	-20, a	-57, a
Pr > F(Modèle)	0	0
Significatif	Non	Oui

Les vers soumis à une faible concentration de Cd, notée D1, ont affiché un taux de croissance de (21 %) après 7 j, ce qui était comparable à celui des vers témoins, qui était de (23 %). Par la suite, après une période de 14 j, une baisse significative de (44 %) a été observée, soulignant ainsi l'effet toxique dose- dépendant. Cependant, les sujets exposés à une concentration élevée de Cd D2 ont présenté une diminution graduelle de leur biomasse de (15 %) par rapport au groupe témoin après une période de 7 j. puis ont diminué de (19 %) après 14 j.

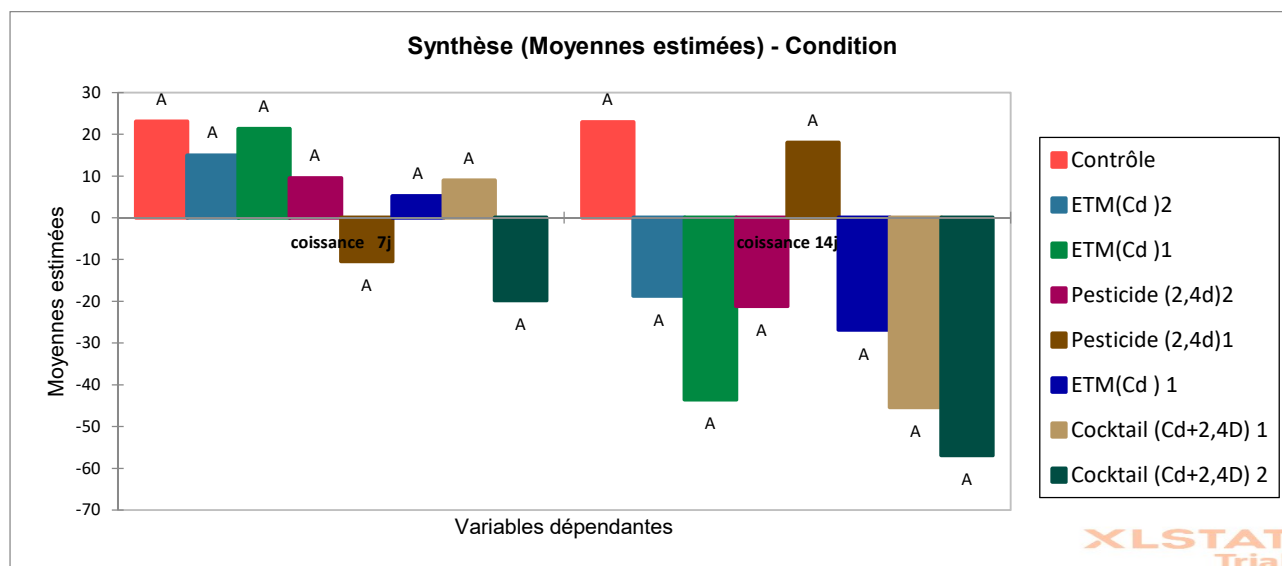


Figure 40 : diagramme de synthèse des moyenne estimées pour les variations de la croissance estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j.

Les données concernant les vers exposés uniquement au pesticide (2,4-D) révèlent que ceux soumis à la faible dose D1 connaissent une légère diminution de leur population (+10%) après 7 j, suivie d'une reprise significative de +18% après 14 j. En revanche, les vers exposés à la forte dose D2 montrent une légère croissance de leur population après 7 j (+9 %), mais cette croissance se transforme en une diminution de (-21 %) après 14 j, mettant en évidence les effets toxiques de la dose élevée par rapport à la dose faible. En revanche, les vers exposés à des mixtures de faibles doses D1 (Cd et 2,4-D) ont montré une augmentation positive de (9 %) après 7 jours. Ensuite, il a chuté brusquement pour atteindre une baisse de 45 %. Pour la mixture des deux doses élevées D2. Ont signalé une diminution continue de (20 %) après 7 j, puis de (57 %) après 14 j, ce qui se traduit par un effet toxique synergique accru.

3.3.1.3 Effet des traitements toxicologiques sur L'Évitement :

Le **tableau 35** et la **fig. 41** présentent une analyse de variance (ANOVA) montrant les variations de l'évitement des vers de terre soumis à divers traitements après 7 et 14 jours, comparativement au groupe témoin. Les résultats signalent une absence de différences significatives entre tous les traitements après 7 j, en opposition aux traitements qui ont lieu après 14 j et qui se montrent significatifs d'après les comparaisons de Newman-Keuls (SNK).

Tableau 34 : les variations d'évitement estimée en (%) des vers de terre exposée aux traitements après 7 et 14j

Modalité	Évitement (%) 7j	Évitement (%) 14j
Cocktail (Cd+2,4D) 2	2, a	3, a
Cocktail (Cd+2,4D) 1	1, a	5, a
Pesticide (2,4d)1	1, a	4, a
Pesticide (2,4d)2	2, a	3, a
Contrôle	0, a	0, a
ETM (Cd)1	0, a	0, a
ETM (Cd)2	0, a	0, a
Pr > F (Modèle)	0	0
Significatif	Non	Oui

Après une période d'exposition de 7 j, les vers de terre ont présenté principalement des taux d'évitement faibles pour tous les traitements. Les vers exposés au mixture (Cd+2,4D) et les lots exposés au pesticide 2,4-D à forte dose D2 présentent des taux d'évitement les plus élevés (2%), suivis par les lots

exposés au pesticide 2,4-D à faible dose D1 avec des estimations de (1 %). Quads aux lots exposés au Cd en D1 ET D2 respectivement révèlent une absence dans le comportement d'évitements.

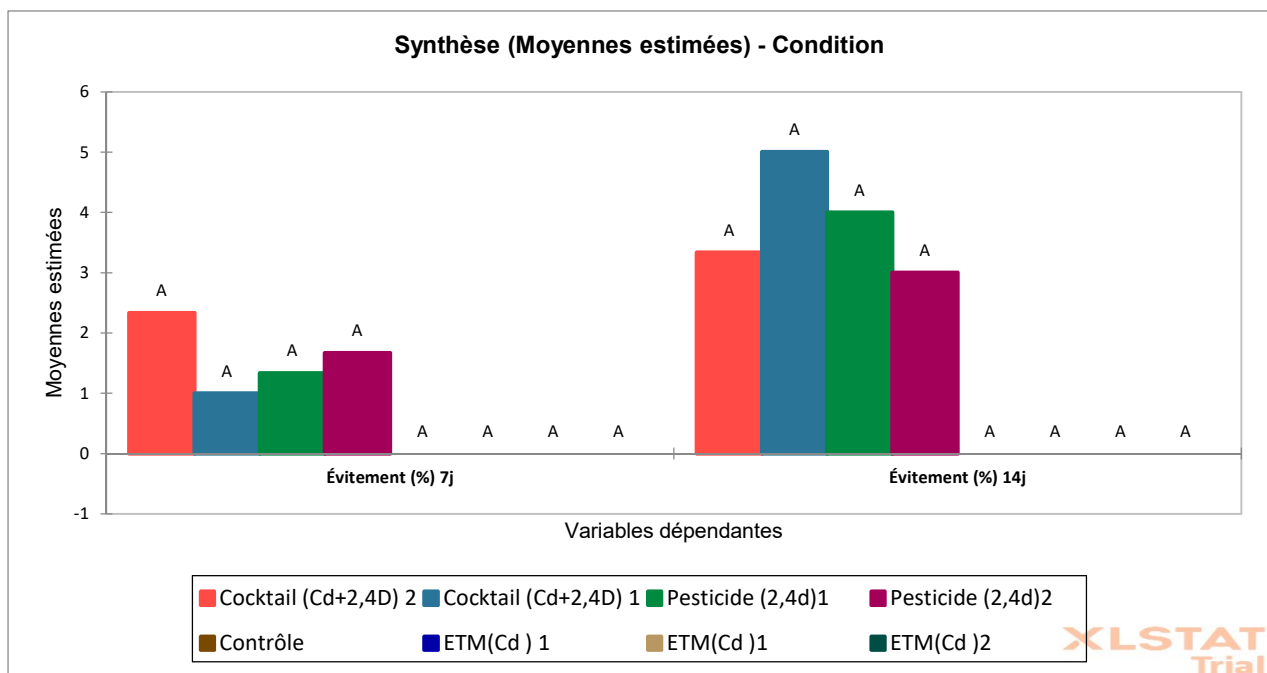


Figure 41 diagramme de synthèse des moyenne estimées pour les variations d'évitements estimée en (%)

Néanmoins, suite à une période d'exposition de 14 j, les vers exposés à la faible dose D1 suivie de D2 du Cocktail (Cd +2,4-D) ont montré un taux maximal à (5%), ce qui suggère un effet cumulatif au fil du temps. Alors que les vers exposés aux pesticides présentent des taux d'évitement légèrement inférieurs à ceux du groupe témoin, avec des taux de (4 %) pour la forte dose et (3 %) pour la faible dose. En ce qui concerne les lots exposés uniquement au Cd, ils présentent toujours des valeurs nulles pour le comportement d'évitement, tout comme les lots témoins.

3.3.1.4 Discussion du Comportement d'évitement, mortalité et croissance des vers de terre après exposition aux traitements chimiques :

Les conclusions de cette recherche mettent en évidence la diversité des réactions des vers de terre de l'espèce *Aporrectodea caliginosa* suite à leur exposition à diverses substances chimiques, telles que le cadmium (Cd), le pesticide 2,4-D et leur association. L'absence de décès observée dans l'ensemble des traitements suggère que les doses administrées n'étaient pas assez élevées pour provoquer une mortalité immédiate chez les vers. Cependant, les fluctuations constatées dans les paramètres de croissance et de comportement d'évitement laissent supposer que des effets sublétaux significatifs se sont produits, même en l'absence de mortalité.

En ce qui concerne le comportement d'évitement, on observe un effet cumulatif significatif des traitements combinés (Cd + 2,4-D) après une exposition de 14 jours, se traduisant par un taux d'évitement de 5 %, supérieur à celui des autres traitements. Cette conclusion est en accord avec les recherches menées par **Hattab et al. (2015)**, qui ont mis en évidence des réactions comportementales notables chez les vers exposés à des agents polluants. Les taux d'évitement moins élevés observés pour les traitements utilisant uniquement le 2,4-D et le Cd laissent entendre que l'exposition à ces substances, bien qu'altérant les comportements, n'induit pas un niveau de stress assez élevé pour déclencher une réaction aussi prononcée que celle constatée dans les traitements combinés. Cette observation pourrait résulter d'une interaction synergique entre le Cd et le 2,4-D, provoquant une accumulation de stress physiologique chez les vers, comme le met en évidence l'étude menée par (**Zhao et al., 2017 ; Boughattas et al., 2022 ; Boughattas et al., 2023 ;**). Ces études ont mis en évidence une diminution notable du comportement d'évitement chez les vers exposés à des mélanges de polluants.

En ce qui concerne la croissance, une réduction significative a été constatée après une période d'exposition de 7 jours, en particulier chez les vers exposés au mélange Cd + 2,4-D, entraînant une diminution de poids de 12,4 %. Ce phénomène est cohérent avec les conclusions de **Zhang et al. (2021)**, **Huang et al. (2021)** et **Boughattas et al. (2023)** qui ont observé des impacts défavorables sur le développement des vers exposés aux pesticides. Après une période de 14 jours, on a constaté une reprise partielle du poids chez les vers traités avec le cocktail, tandis que dans les autres groupes de traitement, la perte de poids se maintient. Cette observation pourrait s'expliquer par une adaptation physiologique au stress induit par la combinaison de Cd et de 2,4-D, ainsi que par la mise en place d'un mécanisme de tolérance aux agents toxiques, comme suggéré par les conclusions de l'étude de **Wang et al. (2019)**, qui ont observé des effets atténués de certaines substances suite à une exposition prolongée.

En ce qui a trait à la mortalité, le fait qu'aucun décès n'ait été enregistré dans toutes les conditions expérimentales suggère que les doses de contaminants étaient inférieures au seuil léthal, un constat également corroboré par **Velki & Hackenberger. (2013)**, qui ont constaté l'absence de mortalité chez les vers de terre exposés à des pesticides à des concentrations sublétales. Cependant, l'absence de mortalité ne garantit pas l'absence d'effets toxiques. En revanche, selon les conclusions de **Singh. (2016)**, des altérations morphologiques et physiologiques peuvent se produire à des niveaux de concentration sublétaux, entraînant des impacts sur la croissance, la reproduction et le comportement des vers.

Dans l'ensemble, cette recherche souligne que l'effet synergique du cadmium et du pesticide 2,4-D est plus toxique que l'exposition séparée à chacun de ces contaminants, notamment en ce qui concerne le comportement d'évitement et la croissance des vers de terre. Même si la mortalité n'a pas été utilisée comme indicateur direct des effets des traitements, les modifications constatées dans la croissance et le comportement d'évitement des vers mettent en évidence de manière explicite l'impact sublétaux de ces substances. Ces résultats mettent en évidence l'importance d'analyser de façon approfondie les effets sublétaux des contaminations environnementales, même en l'absence de mortalité apparente, comme préconisé par les études de **(Hattab et al., 2015 ; Uwizeyimana et al., 2017 ; Boughattas et al., 2023)**. Par conséquent, les effets synergiques de ces polluants pourraient impacter significativement la dynamique des populations de lombrics, ce qui aurait des répercussions potentielles sur l'ensemble des écosystèmes.

3.3.2 Stress enzymatique et non enzymatique :

Les résultats présentés dans cette section illustrent les variations relatives au stress enzymatique induit chez *A. caliginosa* exposée aux différents traitements après les périodes d'expositions de 7 et 14 j. pour mettre en évidence l'impact des Cd et 2,4-D ainsi que leurs mixtures sur cette activité enzymatique.

3.3.2.1 Effet sur l'activité spécifiques de la glutathion (GSH) :

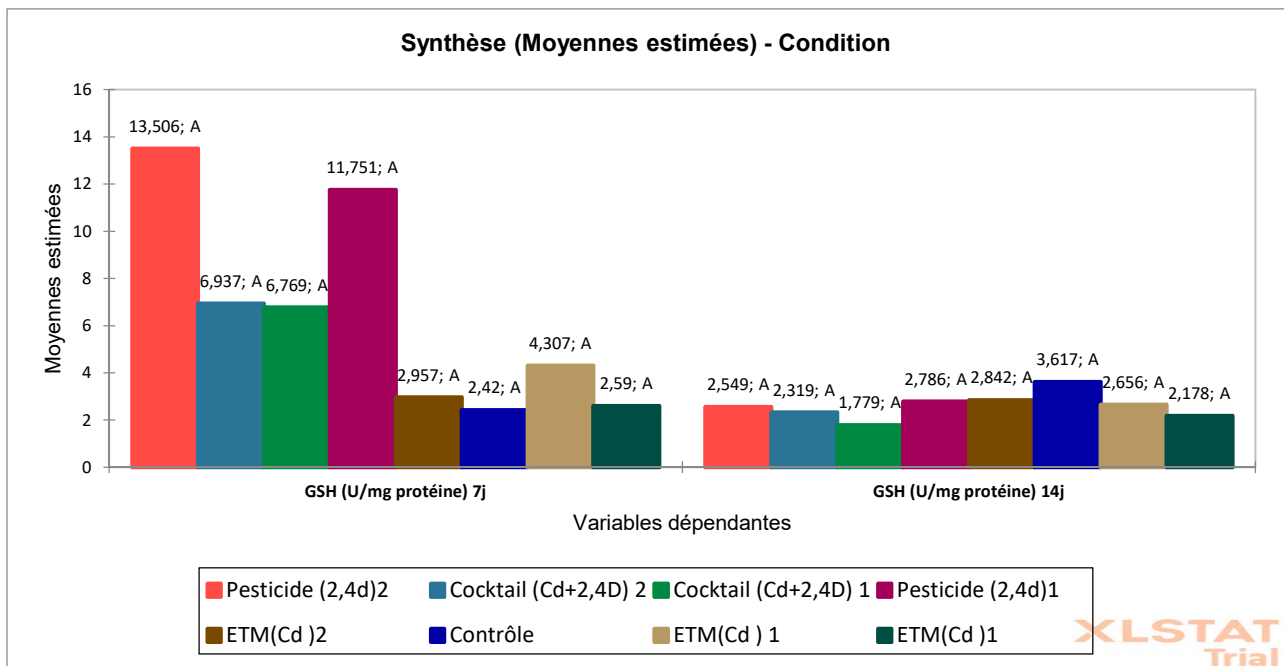


Figure 42: présente les effets des traitements toxicologiques sur le taux de GSH chez les individus adultes d'*A. Caliginosa*, exprimé en (U/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres minuscules sont utilisées pour comparer les moyennes au sein des différentes séries.

Les résultats concernant l'activité du glutathion **GSH** sont présentés dans la **figure 42**, mettant en évidence des tendances spécifiques pour chaque traitement et des différences significatives en fonction de la dose par rapport aux groupes témoins. Après une période de traitement de 7 jours, les vers exposés au pesticide 2,4-D à deux concentrations différentes, D1 élevée et D2 faible, ont atteint des niveaux élevés, allant jusqu'à (12 à 14 U/mg de protéine) chacun. Les lots exposés aux mélanges présentent des taux modérés pour les deux doses en moyenne de (7 U/mg de protéine). En revanche, ceux exposés au Cd présentent des niveaux bas et ne montrent pas de différence significative par rapport au lot témoin. Après une exposition de 14 jours, les niveaux de GSH ne montrent pas de différence significative entre les différents traitements. Cependant, une diminution est observée dans tous les traitements par rapport aux lots témoins, qui maintiennent des niveaux stables avec une légère

augmentation. Ces résultats suggèrent une saturation de l'inhibition des mécanismes de défense antioxydante. En revanche, tous les résultats mettent en évidence une induction de GSH chez *A. caliginosa*, laquelle varie en fonction de la dose et du temps. Manifestant une synergie potentielle au sein des mélanges.

3.3.3 Effet sur l'activité spécifiques de la glutathions - S- transférase (GST) :

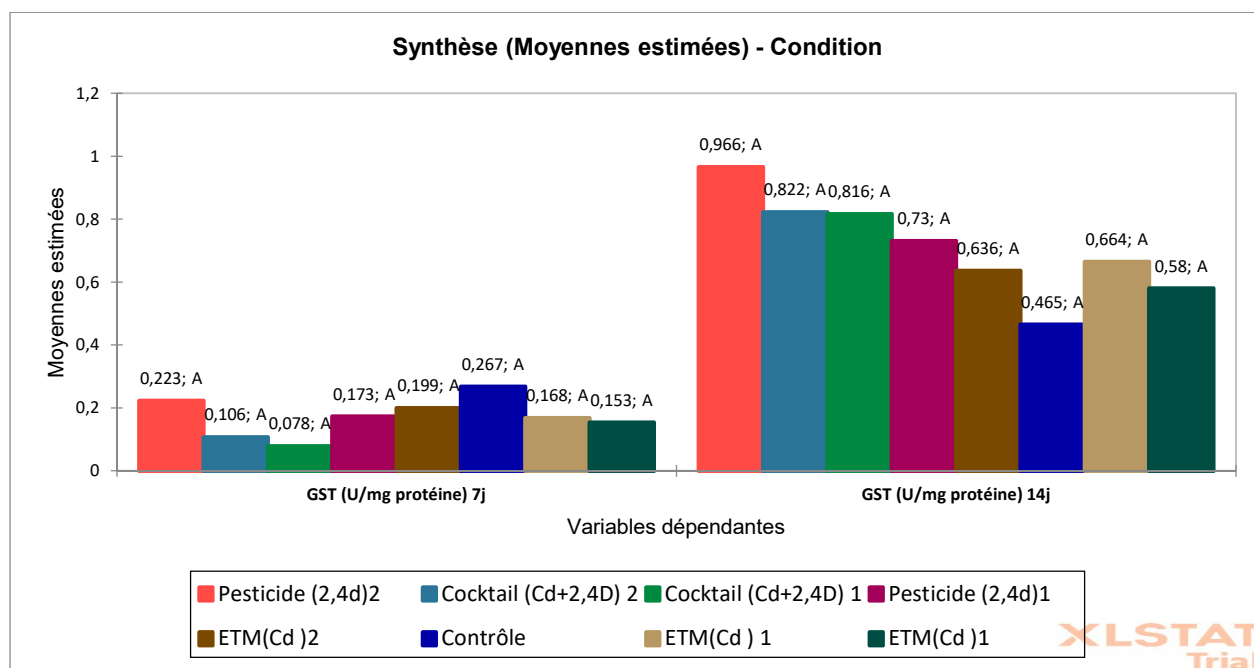


Figure 43 : Effets des traitements toxicologiques sur la GST chez les individus adultes d'*A. Caliginosa* exprimée en (U/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries

La **fig 43** présentent les variations relatives de l'activité de GST (en U/mg de protéine) chez *A. caliginosa* exposée à différents traitements pendant 7 et 14 j. Les différents traitements après une exposition de 7 j ne présentent pas de variations significatives entre eux. Les échantillons témoins marqués en bleu foncé présentent des taux minimums (0,267 U/mg de protéine) similaires à ceux traités uniquement au Cd, tandis que les doses élevée et faible montrent des taux similaires (0,168 et 0,153 U/mg de protéine). Les valeurs maximales ont été attribuées aux lots traités par les mélanges à forte dose (0,267U/mg de protéine), suivis de ceux traités au 2,4-D à faible dose (0,223U/mg de protéine). Après une période d'exposition de 14 jours, tous les traitements ont montré une augmentation significative de l'activité de GST, ce qui suggère une réponse adaptative au stress prolongé. Les vers exposés à une forte dose de pesticide (2,4-D) ont montré les valeurs les plus élevées, soit 0,966 U/mg de protéine, suivis des lots exposés à un mélange de fortes doses pour une valeur de 0,822 U/mg de protéine, mettant en évidence leur effet toxique cumulatif. Néanmoins, les échantillons exposés au Cd présentent une réponse modérée à 0,664 et 0,580 U/mg de protéine pour les doses élevée et faible

respectivement. Malgré le fait que les lots témoins ont également montré une augmentation par rapport au traitement de 7 jours (0,465 U/mg de protéine), ils restent significativement inférieurs aux autres traitements.

3.3.4 Effet des traitements sur l'activité superoxyde dismutase (SOD) :

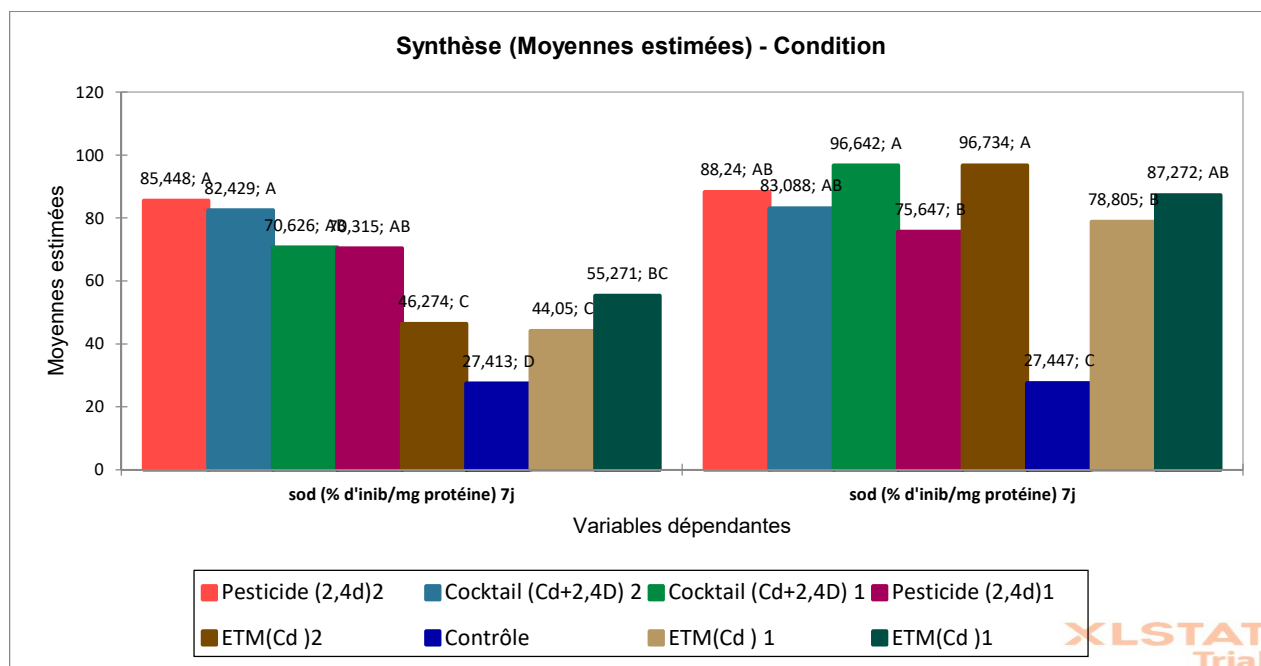


Figure 44 : Effets des traitements toxicologiques sur la SOD chez les individus adultes d'*A. Caliginosa* exprimée en (% d'inhibition /mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries

Les niveaux de l'inhibition de l'activité superoxyde dismutase (SOD) (% (en inhibition/mg protéine) après une exposition de 7 et 14 j. sont présentés dans la **fig. 44**. En comparant l'exposition d'*A. Caliginosa* aux différents traitements à un témoin. On voit que les niveaux de SOD sont significativement plus élevés dans tous les traitements comparativement au témoin (27 %). Les valeurs mentionnées pour les lots traités aux pesticides (2.4-D) prouvent les niveaux les plus élevés à (85 %) ET LA dose faible à (70 %), expliquant de ce fait une forte inhibition suite à un stress inductif marquant. Les résultats montrent l'évolution de l'inhibition de l'activité enzymatique de la SOD (inhibition/mg protéine) à 7 j et 14 j d'exposition aux différents traitements, en comparaison avec les témoins. Pour les lots traités aux mixtures montres des réponses similaires à celles exposées au pesticide seul avec les valeurs suivantes (82 %) pour la forte dose et (71 %) pour la faible dose, indiquant de ce fait une interaction synergique entre les contaminants. Les lots traités au Cd quant à eux montrent des inhibitions modérées, avec des valeurs de 46 % pour la dose forte et de 44 % pour la dose faible, ce qui prouve qu'il est moins toxique par rapport aux autres traitements.

Les mêmes traitements après 14 jours, révèlent des variations significatives en fonction des traitements. Les niveaux pour l'ensemble des traitements sont inhibés, les vers exposés aux mixtures a la dose faible 1 et ceux traitée au Cd seul à la dose forte 2 présente les plus fortes inhibitions avec les valeurs suivants (97%) chacun. Dépassant même la forte dose 2 des lots exposés au pesticide (2.4-D) (88%) seule. Ce qui indique la présence d'une contamination accrue endommageant la balance oxydative en fonction du temps. Le reste des traitements en comparants à leurs réponses après 7j on trouve qu'il montre des inhibitions moindres soulignant un effet dose-dépendants. En revanche, les témoins gardent leur faible inhibition constate confirment l'absence d'un stress oxydatifs en l'absence de traitements.

3.3.5 Effet des traitements sur l'activité de la catalase CAT :

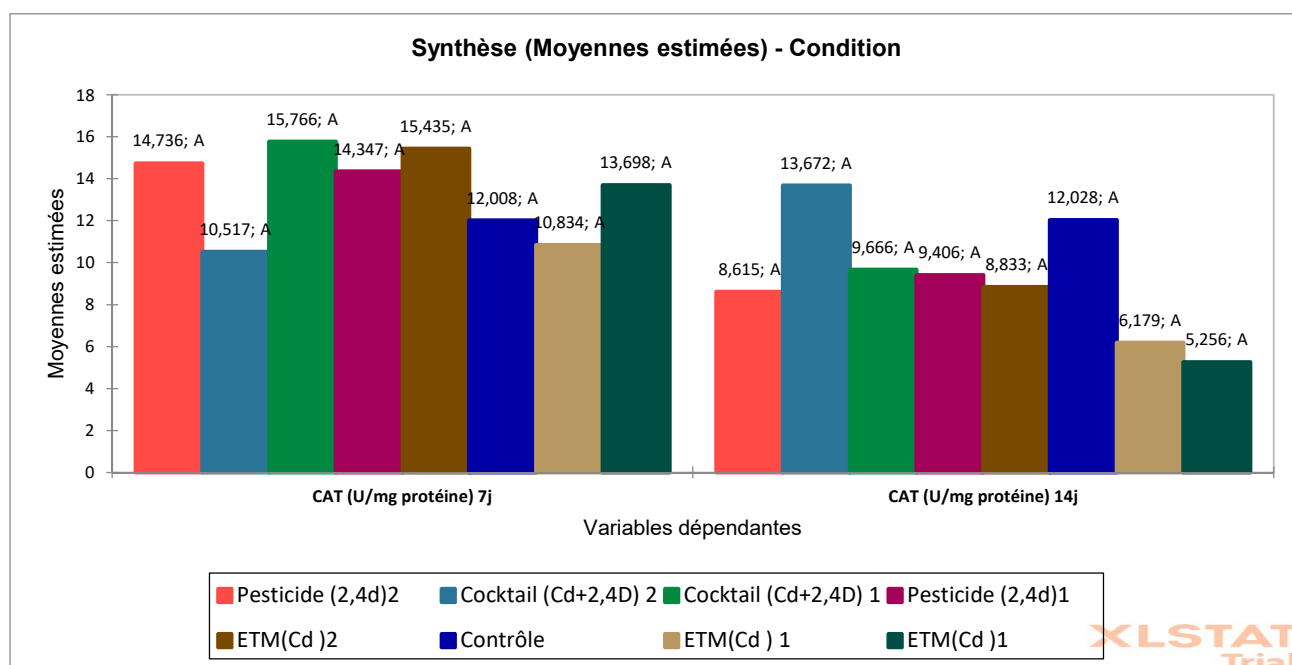


Figure 45 : Effets des traitements toxicologiques sur la CAT chez les individus adultes d'*A. Caliginosa* exprimée en (U/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries

La **fig. 45** présente les données relatives à l'activité de la catalase (CAT) (exprimée en U/mg de protéine) suite à l'exposition d'*A. caliginosa* à différents traitements pendant 7 et 14 j. Après une exposition de 7 j, on n'observe aucune différence significative entre les traitements et le groupe témoin. Les niveaux de la CAT sont homogènes et légèrement supérieurs au contrôle, variant entre (11 et 16 U/mg de protéine). Cela reflète une induction modérée. Après une période de 14 jours, les vers exposés à la forte dose des Mixtures ont présenté une légère augmentation significative de (14U/mg de protéine), tandis que ceux exposés à la faible dose de Cd ont montré une diminution significative de (5 U/mg de protéine) au fil du temps. En ce qui concerne les témoins.

3.3.6 Impact des traitements toxiques sur la peroxydation lipidique et la formation de Malondialdéhyde (MDA) :

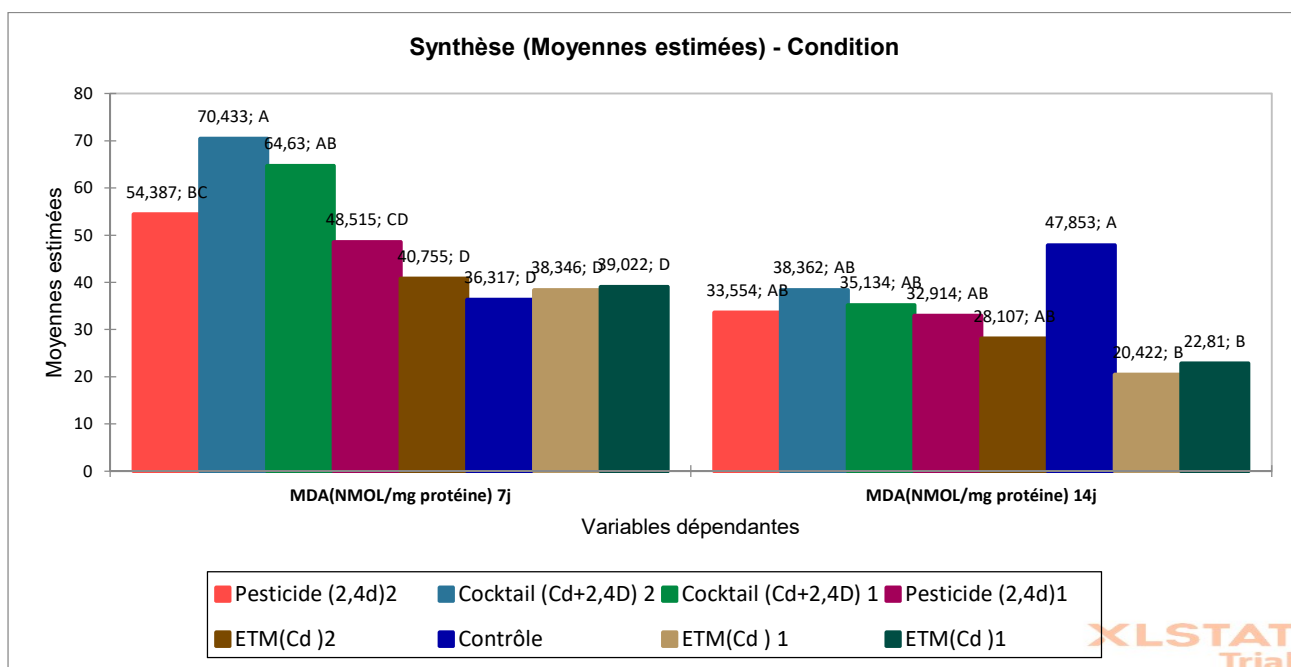


Figure 46 : Effets des traitements toxicologiques sur la MDA chez les individus adultes d'*A. Caliginosa* exprimée en (nM/min/mg de protéines) ($m \pm s$, $n=3$). Les lettres en minuscules comparent les moyennes d'un même temps entre les séries

Les données concernant les taux d'accumulation de malondialdéhyde (MDA) en nmol/mg de protéine pour l'espèce *A. caliginosa* suite à une exposition de 7 et 14 jours à divers traitements sont illustrées dans la **fig. 46**. Les résultats présentent des variations significatives en fonction du temps et de la dose par rapport au groupe de contrôle. Après une période d'exposition de 7 j, les vers traités présentent des niveaux de MDA variant entre (41 et 70 nmol/mg), tandis que le groupe témoin affiche des niveaux de MDA les plus bas, à (36 nmol/mg). Les lots de mixtures (Cd + 2,4-D) à concentration élevée affichent le taux le plus élevé (70 nmol/mg), suivi par ceux à faible concentration (65 nmol/mg), ce qui est significatif en présence de contaminants. Les échantillons traités au Cd et exposés à de faibles doses de pesticides montrent des niveaux comparables à ceux des échantillons témoins, situés entre 38 et 41 nmol/mg, ce qui indique un impact modéré sur la peroxydation lipidique. Après une période de 14 j, les concentrations de MDA varient entre 20 et 48 nmol/mg, le groupe témoin présentant le niveau le plus élevé à 48 nmol/mg, ce qui suggère une diminution des taux de MDA pour l'ensemble des

traitements. Sauf pour les échantillons traités avec les mixtures (Cd + 2,4-D) à une concentration élevée de (38 nmol/mg). Toutefois, le (Cd) affiche les niveaux les plus faibles.

3.3.7 Relation et influence des traitements toxiques sur l'ensemble des paramètres biochimiques et physiologique :

Le biplot des axes principaux F1 et F2 met en évidence l'influence des traitements toxiques (ETM, pesticide et cocktails) sur les biomarqueurs du stress oxydatif, la mortalité et d'autres paramètres biologiques des vers de terre. Expliquent ensemble (58.85 %) de l'information générale.

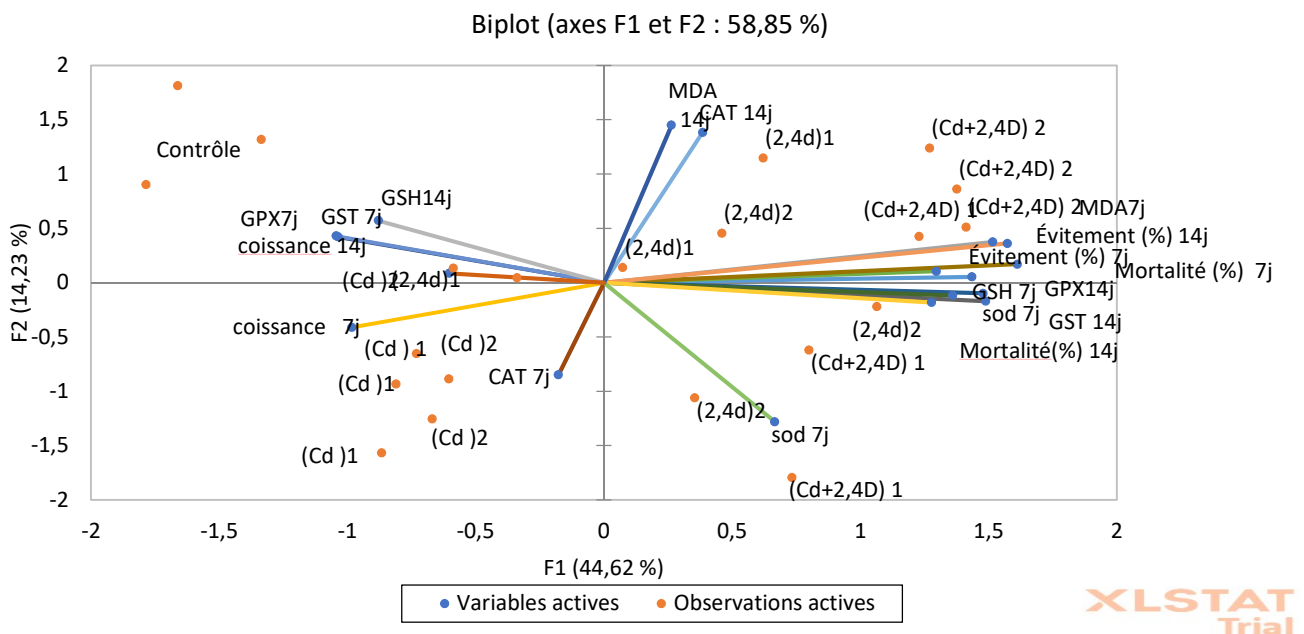


Figure 42 : diagramme en biplot pour l'ensemble des variables les différents traitements et biomarqueurs du stress oxydatifs en fonction des temps et dose.

L'axe F1 représente 44,62 % de la variance totale et est associé aux effets combinés de tous les traitements toxiques (2,4D, Cd et cocktail) sur les différents biomarqueurs. Une distinction claire est observée entre les biomarqueurs de stress oxydatif sévère tels que le MDA et le CAT mesurés après 14 j, la mortalité à 14j et l'évitement à 7 j d'un côté, et les variables associées à des réponses biologiques plus favorables proches des témoins. En ce qui concerne la croissance (mesurée sur une période de 7 j), le niveau de glutathion (GSH après 14 j) et l'activité de la GST (mesurée sur une période de 7 j) ont été examinés.

L'axe F2 explique 14,23 % de la variance totale, ce qui correspond à une distinction temporelle des effets toxiques. Les résultats sont évalués à deux échéances différentes : à court terme (7 jours) et à

long terme (14 jours). Les variables CAT (7 jours) et les traitements ETM (D1 et D2) sont localisés dans la partie inférieure de F2, ce qui suggère une activation modérée des mécanismes de défense enzymatique, sans effet significatif sur les paramètres biologiques globaux. En revanche, les réponses liées aux cocktails (1 et 2) ainsi qu'aux pesticides (en particulier D 1) se trouvent dans la partie supérieure de F2, ce qui reflète des effets plus prononcés à long terme.

L'ensemble de ces résultats révèle un effet cocktail synergique marqué. Pour les effets de mixture, observés sur les deux axes, ont montré des réponses spécifiques pour les traitements combinant ETM et pesticide (cocktails 1 et 2), qui amplifient les réponses biologiques négatives (stress oxydatif, mortalité) de manière dose-dépendante (axe F1) et temps-dépendante (axe F2), traduisant une interaction toxique accrue par rapport à chaque produit testé individuellement.

3.3.8 Discussion de la raiponce des biomarqueurs enzymatique et non enzymatiques :

Les résultats de notre étude mettent en évidence que l'exposition d'*Aporrectodea caliginosa* à différents contaminants (Cd, pesticide 2,4-D et leur combinaison) provoque des réactions enzymatiques spécifiques et adaptatives, qui varient en fonction de la durée et de l'intensité de l'exposition, reflétant ainsi des processus physiologiques complexes. Des variations notables ont été constatées dans les niveaux d'activité du glutathion (GSH) et de la glutathion S-transférase (GST). Après une durée d'exposition de sept jours, une augmentation modérée de l'activité GST a été observée, ainsi que des niveaux stables de GSH, notamment chez les vers exposés exclusivement au pesticide et aux mélanges, ce qui traduit une réaction adaptative précoce au stress oxydatif. Ces constatations sont cohérentes avec les études de **Hattab et al. (2015)** et de **Boughattas et al. (2022)**, qui ont employé un mélange similaire dans leurs recherches sur *Eisenia andrei*. En revanche, les traitements exclusivement au Cd entraînent une activation enzymatique moindre chez *A. caliginosa*, en accord avec les résultats des études menées par **Zhang et al. (2018)** et **Wang et al. (2021)**, qui ont également observé une faible induction enzymatique en présence de métaux lourds. Par ailleurs, **Zhang et al. (2009)** ont mis en évidence une inhibition dose-dépendante de la GST par le Cd chez *Eisenia fetida*.

En ce qui concerne les enzymes antioxydantes superoxyde dismutase (SOD) et catalase (CAT), une dynamique distincte est constatée. Au terme de sept jours, les activités de la SOD et de la CAT connaissent une augmentation significative dans l'ensemble des traitements, témoignant d'une

mobilisation initiale visant à neutraliser les **superoxydes (O_2^-)** et le **peroxyde d'hydrogène (H_2O_2)** générés par le stress oxydatif. Néanmoins, après une période de 14 jours, ces activités connaissent une diminution significative, en particulier dans le cas des mélanges, ce qui témoigne d'une saturation des capacités enzymatiques. Comme l'ont observé (**Velki et Hackenberger, 2013 ; de Arcaute et al., 2018 ; Zhang et al., 2021**), qui ont mis en évidence que des expositions prolongées à des mélanges de polluants peuvent perturber les mécanismes de défense enzymatique et exacerber les dommages oxydatifs. Ces inhibitions prolongées peuvent être associées à une accumulation excessive d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) ainsi qu'à une dégradation des systèmes enzymatiques, comme l'ont rapporté **Zhang et al. (2018) et Boughattas et al. (2022)**.

Enfin, la concentration en malondialdéhyde (**MDA**), indicateur de la peroxydation lipidique, augmente significativement après sept jours d'exposition, en particulier dans les traitements combinant le cocktail (**Cd + 2,4-D**) ainsi que dans ceux administrés avec le pesticide seul. Cette accumulation témoigne de dommages oxydatifs significatifs, en accord avec les observations de (**Hattab et al., 2015 ; Boughattas, 2023**). Toutefois, après 14 jours d'exposition, une diminution du MDA est constatée dans l'ensemble des traitements, suggérant une activation prolongée des systèmes antioxydants. Ces résultats sont en cohérence avec les études de **Sun et al. (2021) et de Boughattas et al. (2022)** sur les vers *Eisenia fetida* exposés à une coexposition de microplastiques et de dufuline.

Cette diminution est moins marquée dans les mélanges, indiquant que les interactions entre contaminants **induisent un stress oxydatif plus durable que leurs effets isolés**. Les recherches menées par **Uwizeyimana et al. (2017) et Arcaute et al. (2018)** démontrent que les interactions synergiques entre les contaminants entraînent une élévation des niveaux de ROS, renforçant ainsi l'hypothèse selon laquelle les mélanges toxiques intensifient les effets sur le système antioxydant. Ces observations mettent en évidence les mécanismes adaptatifs restreints d'*Aporrectodea caliginosa*, notamment en présence du cocktail, où les mécanismes de détoxification enzymatique (induction de la GST) et les systèmes antioxydants (mobilisation de la SOD et de la CAT) s'efforcent de maîtriser les effets conjugués des espèces réactives de l'oxygène (ROS).

L'analyse du biplot vient enrichir ces conclusions, révélant une répartition claire des variables et des observations selon les axes principaux F1 et F2, qui expliquent ensemble 58,85 % de la variance totale. L'axe F1, représentant 44,62 % de la variance, souligne l'opposition entre les biomarqueurs de stress sévère (MDA, CAT, mortalité) et des variables biologiques plus favorables comme la croissance et la réponse enzymatique (GST et GSH). L'axe F2, à 14,23 %, met en évidence une distinction temporelle entre réponses à court et à long terme, avec des effets plus marqués pour les cocktails et pesticides sur

la durée. Ces observations corroborent les conclusions de **Sun et al. (2021)** et de **Boughattas et al. (2022)**, soulignant l'effet combiné dose-dépendant et temps-dépendant des contaminants. En outre, les résultats confirment que l'interaction synergique entre les ETM et les pesticides accentue les dommages biologiques, un phénomène également rapporté par **Uwizeyimana et al. (2017)** et **Arcaute et al. (2018)**.

4 Conclusion :

Notre étude visait à évaluer l'influence des pratiques agricoles, des propriétés du sol et du contexte environnemental sur les vers de terre. Les résultats confirment que l'agriculture durable favorise leur diversité et leur abondance, en particulier chez *Aporrectodea caliginosa*. La texture du sol et la présence d'éléments traces métalliques interagissent fortement, affectant la santé des sols et la distribution des lombrics.

En parallèle, l'analyse des biomarqueurs de stress oxydatif a montré que les vers réagissent différemment selon le niveau de pollution, avec une activation enzymatique modérée et une inhibition sous fortes charges toxiques.

Nos résultats, en comparant les conditions naturelles et contrôlées, révèlent que l'environnement naturel offre une meilleure résilience grâce aux interactions biotiques et abiotiques. En somme, cette recherche souligne l'intérêt d'approches écotoxicologiques intégrées pour mieux comprendre et limiter les effets des polluants sur les écosystèmes terrestres.

5 Bibliographie

A

- Alvarez, J. (1971). Oligoquetos terrícolas ibéricos. 1. Megascolécidos y Glososcolécidos. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Actas, (69), 97-114.
- AFNOR, N. (1999). X 31-130; Soil Quality—Chemical Methods—Determination of Cationic Exchange Capacity (CEC) and Extractible Cations. AFNOR: Paris, France.
- Adriano, D. C. (2001). Oligo-éléments en milieu terrestre : biogéochimie, biodisponibilité et risques des métaux (Vol. 860). New York : Springer.AFNOR. (2003). *Qualité du sol – Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol- Méthode à la pipette*. Paris (France).: NF X 31-107.
- Ammer, S., Weber, K., Abs, C., Ammer, C., & Prietzel, J. (2006). Factors influencing the distribution and abundance of earthworm communities in pure and converted Scots pine stands. *Applied Soil Ecology*, 33(1), 10-21. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.09.005>
- Alloway, B. J. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils. *Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*, 11-50.
- Al-Nasir, F. M.-R.-D.-D. (2020). Determination of pesticide residues in selected citrus fruits and vegetables cultivated in the Jordan Valley. *LWT*, 123(10). https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2
- Argentin, G., Divizia, M. et Cicchetti, R. (2015). Stress oxydatif, cytotoxicité et génotoxicité induits par le méthyl parathion dans les fibroblastes gingivaux humains : rôle protecteur de l'épigallocatechine-3-gallate. *Journal de toxicologie et de santé environnementale, partie A*, 78(19), 1227-1240. <https://doi.org/10.1080/15287394.2015.1079582>
- Atailia, A., Berrebbah, H., Boucenna, M., Alayat, A., Amamra, R., Grara, N., & Djebbar, M. R. (2016). Biomarkers responses of Land Snails *Helix aspersa* exposed to chronic metal pollution under field and laboratory conditions. *Nature Environment and Pollution Technology*, 15(4), 1209.
- Alengebawy, A., Abdelkhalek, S. T., Qureshi, S. R. et Wang, M. Q. (2021). Toxicité des métaux lourds et des pesticides dans les sols et les plantes agricoles : risques écologiques et implications pour la santé humaine. *Toxiques*, 9(3), 42. (3), 42 ; <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>

B

- Baize, D., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie. INRA, Paris, pp. 172–p.
- Bouché, M. B. (1972). Earthworms of France. Ecology and Systematics (in French). National Institute of Agricultural Research, France.
- Bouché, M. B. (1977). Strategies lombriciennes. *Ecological Bulletins*, 122-132.
- Baha, M. (1997). The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. *Tropical Zoology*, 10(2), 247-254.
- Baumard, P., Budzinski, H., Michon, Q., Garrigues, P., Burgeot, T., & Bellocq, J. (1999). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal sediments from the Mediterranean Sea and the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 38(5), 344–355. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00141-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00141-7)
- Baize, D. (2000). Teneurs totales en «métaux lourds» dans les sols français: résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, (40), 39-54.
- BOUCHE, M. B. (2003). VERS DE TERRE, DE DARWIN A NOS JOURS UN REVELATEUR HEURISTIQUE. Académie des Sciences et lettres de.
- Beldi, H. G. (2006). Seasonal variations of Cd, Cu, Pb, and Zn in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from gulf of Annaba, Algeria. *Afr. J. Agric. Res.*, 1(85e90.).
- Banni, M., Dondero, F., Jebali, J., Guerbej, H., Boussetta, H., & Viarengo, A. (2007). Assessment of

- heavy metal contamination using real-time PCR analysis of mussel metallothionein mt10 and mt20 expression: a validation along the Tunisian coast. *Biomarkers*, 12(4), 369-383.
<https://doi.org/10.1080/13547500701217061>
- Bilalis, D., Sidiras, N., Vavoulidou, E., & Konstantas, A. (2009). Earthworm populations as affected by crop practices on clay loam soil in a Mediterranean climate. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B–Soil and Plant Science*, 59(5), 440-446.
[doi:https://doi.org/10.1080/09064710802342327](https://doi.org/10.1080/09064710802342327).
- Bispo, A., Grand, C., & Galsomies, L. (2009). Le programme ADEME “Bioindicateurs de qualité des sols”. *Étude Gest Sols*, 16, 145-158.
- Bhuiyan, M. A., Parvez, L., Islam, M. A., Dampare, S. B. et Suzuki, S. (2010). La pollution par les métaux lourds des sols agricoles des mines de charbon a affecté la partie nord du Bangladesh. *Journal des matières dangereuses*, 173(1-3), 384-392.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.085>
- Beldi, H., Boumaza, F. Z., Draredja, B. et Soltani, N. (2012). Biodiversité des patellidae (Gastropoda, Prosobranchia) du Golfe d’Annaba (Algérie nord-est). *Bull. Soc. zool. Fr*, 137(1-4), 121-132.
- Bazri, K. E., Ouahrani, G., Gheribi-Aoulmi, Z., & Díaz Cosín, D. J. (2013). La diversité des lombriciens dans l’Est algérien depuis la côte jusqu’au désert. *ecologia mediterranea*, 39(2), 5-17.
- Boudjema, N., Drouiche, N., Abdi, N., Grib, H., Lounici, H., Pauss, A., & Mameri, N. (2014). Traitement de l’eau de la rivière Oued El Harrach par électrocoagulation notant l’effet du champ électrique sur les micro-organismes. *Journal de l’Institut taiwanais des ingénieurs chimistes*, 45(4), 1564-1570 <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2013.10.006>
- Bougherira, N., Hani, A., Djabri, L. et Chouchane, S. (2014). Évaluation de la migration des contaminants dans les eaux souterraines d’une zone de développement industriel, district d’Annaba, nord-est de l’Algérie. In *Géologie de l’ingénierie pour la société et le territoire - Volume 3 : Bassins fluviaux, sédimentation des réservoirs et ressources en eau* (pp. 383-387). Cham : Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-09054-2_80
- Barbosa, O., Ortiz, C., Berenguer-Murcia, Á., Torres, R., Rodrigues, R. C., et Fernandez-Lafuente, R. (2014). Le glutaraldéhyde dans la conception de biocatalyseurs : un réticulant utile et un outil polyvalent dans l’immobilisation enzymatique. *Rsc Advances*, 4(4), 1583-1600.
- Bertrand, M., Barot, S., Blouin, M., Whalen, J., de Oliveira, T., & Roger-Estrade, J. (2015). Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 553-567. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0269-7>
- Boughattas, I. (2016). Diagnostic et optimisation de la biofertilité des sols agricoles limitrophes aux sites miniers : cas du site de Jebel Ressass. *Thèse de doctorat, Productions et Biotechnologies Végétales*. Tunis: Université de Sousse,.
- Bouazdia, K., & Habes, D. (2017). Earthworm species identified in the region of Tebessa (Eastern Algeria). *Int. J. Zool. Res*, 13(1), 38-44.
- Bouzahouane, H., Barour, C., Sleimi, N., & Ouali, K. (2018). Multi-biomarkers approach to the assessment of the southeastern Mediterranean Sea health status: Preliminary study on *Stramonita haemastoma* used as a bioindicator for metal contamination. *Chemosphere*, 207, 725-741. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.118>
- Bryan, B. A., Gao, L., Ye, Y., Sun, X., Connor, J. D., Crossman, N. D., ... & Hou, X. (2018). China’s response to a national land-system sustainability emergency. *Nature*, 559(7713), 193-204.
<https://doi.org/10.1038/s41586-018-0280-2>
- Barthod, J., Rumpel, C., & Dignac, M. F. (2018). Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2), 17.
<https://doi.org/10.1007/s13593-018-0491-9>
- Bai ZhanGuo, B. Z., Caspari, T., Gonzalez, M. R., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., ... &

- Tóth, Z. (2018). Effects of agricultural management practices on soil quality: a review of long-term experiments for Europe and China. *Baize D. (1989). Guide des analyses courantes en pédologie* (Vol. 172). Paris: INRA. DOI : 10.1016/j.agee.2018.05.028
- Boughattas, I., Zitouni, N., Hattab, S., Mkhinini, M., Missawi, O., Helaoui, S., ... & Banni, M. (2022). Interactive effects of environmental microplastics and 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid (2, 4-D) on the earthworm *Eisenia andrei*. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127578. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127578>
- Boughattas, I., Zitouni, N., Mkhinini, M., Missawi, O., Helaoui, S., Hattab, S., ... et Banni, M. (2023). Toxicité combinée du Cd et de l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique sur le ver de terre *Eisenia andrei* sous amendement au biochar. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(12), 34915-34931. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24628-8>
- Bojago, E., & Abrham, Y. (2023). Small-scale irrigation (SSI) farming as a climate-smart agriculture (CSA) practice and its influence on livelihood improvement in Offa District, Southern Ethiopia. *Journal of Agriculture and Food Research*, 12, 100534.
- Bouzahouane, H., Kouki, R., Amri, S., Barour, C., Sleimi, N., & Ouali, K. (2024). Investigating seasonal metal impact on *Stramonita haemastoma* gastropod along the Algerian East Coast: Understanding through various pollution indicators. *Marine Pollution Bulletin*, 199, 116006. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.116006>
- Benhalima, H., Sbartai, H., & Sbartai, I. (2024). Evaluation the toxicity of heavy metal mixtures in anecic earthworms (*Aporrectodea giardi*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(1), 13-24. <https://doi.org/10.1007/s00244-023-01034-w>

C

- Capot-Rey, R. (1955). LES SOLS D'ALGÉRIE D'APRÈS M r J. H. DURAND [Compte-rendu de Les sols d'Algérie (Gouvernement général de l'Algérie, Direction du Service de la Colonisation et de l'Hydraulique, Service des Études scientifiques, Pédologie, n o 2), par J. H. Durand]. *Annales de Géographie*, 64(341), 56–58. <http://www.jstor.org/stable/23443019>
- Crouch, R. K., Kinter, M., Caldwell, K., & Wise, K. (1981). Superoxide dismutase: Improved assays and extended studies of the effect of temperature. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 206(2), 473–484. [https://doi.org/10.1016/0003-9861\(81\)90111-2](https://doi.org/10.1016/0003-9861(81)90111-2)
- Chaignon, V., Bedin, F., & Hinsinger, P. (2002). Copper bioavailability and rhizosphere pH changes as affected by nitrogen supply for tomato and oilseed rape cropped on an acidic and a calcareous soil. *Plant and Soil*, 243(2), 219-228. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1019942924985>
- CRAAQ, 2003. Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec Fertilization Reference Guide, 1st edition. CRAAQ, Quebec, Canada. 2nd Update.
- Chan, K. Y. et Barchia, I. (2007). Le compactage du sol contrôle l'abondance, la biomasse et la distribution des vers de terre dans une seule ferme laitière du sud-est de l'Australie. *Recherche sur les sols et le travail du sol*, 94(1), 75-82. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.07.006>
- Cunha, I., Mangas-Ramirez, E. et Guilhermino, L. (2007). Effets du cuivre et du cadmium sur l'activité de la cholinestérase et de la glutathion S-transférase de deux gastéropodes marins (*Monodonta lineata* et *Nucella lapillus*). *Biochimie et physiologie comparatives Partie C : Toxicologie et pharmacologie*, 145(4), 648-657. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2007.02.014>
- Company, R., Serafim, A., Cosson, R. P., Fiala-Médioni, A., Camus, L., Colaço, A., ... & Bebianno, M. J. (2008). Antioxidant biochemical responses to long-term copper exposure in *Bathymodiulus azoricus* from Menez-Gwen hydrothermal vent. *Science of the total environment*, 389(2-3), 407-417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.056>
- Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchant, P., Ruy, S., Roger-Estrade, J., Richard, G., & Boizard, H. (2009). The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil and Tillage Research*, 105(2), 209-216.

<https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.002>

- CEAEQ, M. (2012). *Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec*. Québec.
- Carnovale, D., Baker, G., Bissett, A., & Thrall, P. (2015). Earthworm composition, diversity and biomass under three land use systems in south-eastern Australia. *Applied Soil Ecology*, 88, 32-40. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.12.002>
- Ciarkowska, K., Sołek-Podwika, K. et Wieczorek, J. (2014). L'activité enzymatique comme indicateur des processus de réhabilitation des sols dans une zone d'extraction et de traitement des minerais de zinc et de plomb. *Journal de la gestion de l'environnement*, 132, 250-256. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.022>
- Crumsey, J. M., Le Moine, J. M., Vogel, C. S. et Nadelhoffer, K. J. (2014). Les modèles historiques de répartition des vers de terre exotiques éclairent les associations contemporaines avec les facteurs physiques et chimiques du sol dans une forêt tempérée du nord. *Biologie et biochimie du sol*, 68, 503-514. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.029>
- Colombo, M. G., Franzoni, C. et Rossi-Lamastra, C. (2015). Le capital social interne et l'attraction de contributions précoces dans le financement participatif. *Théorie et pratique de l'entrepreneuriat*, 39(1), 75-100. <https://doi.org/10.1111/etap.12118>
- Chen, C., Yang, Z., Kong, F., Zhang, M., Yu, Y., & Shi, X. (2016). Growth, physiochemical and antioxidant responses of overwintering benthic cyanobacteria to hydrogen peroxide. *Environmental Pollution*, 219, 649-655. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.043>
- Chen, J., Gu, W., Tao, J., Xu, Y., Wang, Y., Gu, J., & Du, S. (2017). The effects of organic residue quality on growth and reproduction of *Aporrectodea trapezoides* under different moisture conditions in a salt-affected agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*, 53, 103-113. DOI:<https://doi.org/10.1007/s00374-016-1158-9>
- Castro, J., Barreal, M. E., Briones, M. J., & Gallego, P. P. (2019). Earthworm communities in conventional and organic fruit orchards under two different climates. *Applied Soil Ecology*, 144, 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.07.013>
- Cameron, A., Boilard, G., Dubois, R., Bradley, R., Benetkova, P., Jozefowska, A., ... & Šimek, M. (2021). Distribution of earthworm communities in agroecosystems with forested riparian buffer strips: A multiscale study. *Applied Soil Ecology*, 167, 104035. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104035>
- Chakraborty, P., Singh, S., Hazra, B., Majumdar, A. S., & Kumari, J. (2024). Spatial distribution, source apportionment, and health risks assessment of trace elements in pre-and post-monsoon soils in the coal-mining region of North Karanpura basin, India. *Science of The Total Environment*, 955, 177173. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177173>

D

- Dugès, A. (1828). Recherche sur la circulation, la respiration et la reproduction des Annélides abranches sétigères, [*Aporrectodea trapezoides* n. sp., *Octodrilus complanatus* n. sp.]. *Ann. Sci. Nat.*, 15(284-336.).
- Dugès, A. (1837). *Nouvelles observations sur la zoologie et l'anatomie des Annélides abranches sétigères*. (Vol. 8). *Ann. Sci. Nat.*, ser. 2, Zool.
- Duchaufour, P. (1976). *Abrégé de pédologie: Sol – végétation – environnement* (4e éd.). Paris: Masson.
- Duchaufour, P. (1991). *Pedology: soil, vegetation, environment* (No. Ed. 3, pp. 289-pp).
- Dube, A., Zbytniewski, R., Kowalkowski, T., Cukrowska, E., & Buszewski, B. (2001). Adsorption and migration of heavy metals in soil. *Polish journal of environmental studies*, 10(1), 1-10.
- Dai, J., Becquer, T., Rouiller, J. H., Reversat, G., Bernhard-Reversat, F., Nahmani, J., & Lavelle, P. (2004). Heavy metal accumulation by two earthworm species and its relationship to total and DTPA-extractable metals in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(1), 91-98.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.09.001>

- Del Rio, D., Stewart, A. J. et Pellegrini, N. (2005). Une revue des études récentes sur le malondialdéhyde en tant que molécule toxique et marqueur biologique du stress oxydatif. *Nutrition, métabolisme et maladies cardiovasculaires*, 15(4), 316-328.
<https://doi.org/10.1016/j.numecd.2005.05.003>
- Das, P. P., Shaik, A. P., & Jamil, K. (2007). Genotoxicity induced by pesticide mixtures: in-vitro studies on human peripheral blood lymphocytes. *Toxicology and Industrial Health*, 23(8), 449-458. <https://doi.org/10.1177/0748233708089040>
- De Arcaute, C. R., Soloneski, S. et Larramendy, M. L. (2018). Synergie de mélanges de dicamba et de formulations d'herbicides à base d'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique sur le poisson néotropical *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Poeciliidae). *Pollution de l'environnement*, 236, 33-39. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.049>
- Duke, S. O. (2018). Interaction des pesticides chimiques et de leurs ingrédients de formulation avec les microbes associés aux plantes et aux ravageurs des plantes. *Journal de chimie agricole et alimentaire*, 66(29), 7553-7561.
- DIN EN 1484. (s.d.). Water analysis - Guidelines for the determination of total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC), (Vol. first edition). German : German DIN Standards. Consulté le 2019
- Do Amaral, Q. D. F., Da Rosa, E., Wronski, J. G., Zuravski, L., Querol, M. V. M., Dos Anjos, B., ... & de Oliveira, L. F. S. (2019). Golden mussel (*Limnoperna fortunei*) as a bioindicator in aquatic environments contaminated with mercury: cytotoxic and genotoxic aspects. *Science of the Total Environment*, 675, 343-353. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.108>
- Du, Y., Wang, W. L., He, T., Sun, Y. X., Lv, X. T., Wu, Q. Y., & Hu, H. Y. (2020). Chlorinated effluent organic matter causes higher toxicity than chlorinated natural organic matter by inducing more intracellular reactive oxygen species. *Science of The Total Environment*, 701, 134881. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134881>
- Deabji, N., Fomba, K. W., dos Santos Souza, E. J., Mellouki, A., & Herrmann, H. (2024). Influence of anthropogenic activities on metals, sugars and PAHs in PM10 in the city of Fez, Morocco: Implications on air quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(17), 25238-25257. DOI : <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32740-0>

E

- Esterbauer, H., Schaur, R. J., & Zollner, H. (1992). Chemistry and biochemistry of 4-hydroxynonenal, malonaldehyde and related aldehydes. *Free Radical Biology and Medicine*, 11(1), 81–128. [https://doi.org/10.1016/0891-5849\(91\)90192-6](https://doi.org/10.1016/0891-5849(91)90192-6)
- EFSA Journal, 11(7), 3293.10694:1995, I. (1995). *oil quality — Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)* (Vol. Edition 1,). iso. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3293>
- Equiterre. Duval, J. e. (2011). *Guide de gestion globale de la ferme maraîchère biologique diversifiée*. Montréal, Québec.: Équiterre.
- El-Temsah, Y. S. et Joner, E. J. (2012). Effets écotoxicologiques sur les vers de terre du fer zéro-valent de taille nanométrique (nZVI) frais et vieilli dans le sol. *Chemosphere*, 89(1), 76-82. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.020>
- EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues (PPR). (2013). Scientific Opinion on the identification of pesticides to be included in cumulative assessment groups on the basis of their toxicological profile.
- Espín, S., Martínez-López, E., Jiménez, P., María-Mojica, P., & García-Fernández, A. J. (2014).

- Effects of heavy metals on biomarkers for oxidative stress in Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Environmental research*, 129, 59-68. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.11.008>
- El Hachimi, M. L., Fekhaoui, M., El Abidi, A., & Rhoujatti, A. (2014). Contamination des sols par les métaux lourds à partir de mines abandonnées: le cas des mines Aouli-Mibladen-Zeïda au Maroc. *Cahiers Agricultures*, 23(3), 213-219. DOI : <https://doi.org/10.1684/agr.2014.0702>
- El-Okki, M. E.-H. (2014). Distribution of earthworms in the Kebir-Rhumel Basin (North-East Algeria). *Presented at the 6th International Oligochaete Taxonomy Meeting*. Palmeira de Faro (Portugal): oology in the Middle East, .
- El Jourmi, L., Amine, A., Boutaleb, N., Abouakil, N., Lazar, S., & El Antri, S. (2015). L'utilisation de biomarqueurs (catalase et malondialdéhyde) dans la surveillance de la pollution marine : Variabilité spatiale. *J. Mater. Environ. Sci*, 6, 1592-1595.
- El-Okki, M. E. (2016). Etude des relations Lumbricidae-éléments traces métalliques en conditions naturelles et contrôlées. *Algerie : Université Frères Mentouri-Constantine 1*.
- Emmerling, C., Ruf, T., Audu, V., Werner, W., & Udelhoven, T. (2021). Earthworm communities are supported by perennial bioenergy cropping systems. *European Journal of Soil Biology*, 105, 103331. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2021.103331>
- E. M. (2021). Long-term landfill leachate exposure modulates antioxidant responses and causes cytogenotoxic effects in *Eisenia andrei* earthworms. *Environmental Pollution*, 287, 117351. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117351>

F

- Fletcher, J. J. (1887). Note on Australian earthworms III. *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, 2(375-402,).
- Fatima, R. A. et Ahmad, M. (2005). Certaines enzymes antioxydantes d'*Allium cepa* comme biomarqueurs pour la détection des métaux lourds toxiques dans les eaux usées. *Science de l'environnement total*, 346(1-3), 256-273. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.004>
- Feng, B. & Hong, Ruoyu & Wang, L.S. & Guo, Liang & Li, H.Z. & Ding, J. & Zheng, Yaolin & Wei, Doug. (2008). Synthesis of Fe₃O₄/APTES/PEG diacid functionalized magnetic nanoparticles for MR imaging. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 328. 52-59. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2008.06.024>
- Feijoo, A., Carvajal, A. F., Zúñiga, M. C., Quintero, H., & Fragoso, C. (2011). Diversity and abundance of earthworms in land use systems in central-western Colombia. *Pedobiologia*, 54, S69-S75. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.09.016>
- Fournier, I. (2015). Effets des Stress Thermique et Metallique Seuls ou en Combinaison sur le Métabolisme Mitochondrial et la Santé du Mené Tête-de-Boule (Pimephales Promelas). *Institut National de la Recherche Scientifique (Canada)*.
- Fei, X., Lou, Z., Xiao, R., Ren, Z., & Lv, X. (2022). Source analysis and source-oriented risk assessment of heavy metal pollution in agricultural soils of different cultivated land qualities. *Journal of Cleaner Production*, 341, 130942. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130942>
- Fourcade, Y. et Vercauteren, M. (2022). Changements prédits dans la structure fonctionnelle des assemblages de vers de terre en France sous l'effet du changement climatique. *Diversité et distributions*, 28(5), 1050-1066. <https://doi.org/10.1111/ddi.13505>

G

- Gates, G. E. (1980). Earthworms of the northeastern United States: Megadrilogaster (Oligochaeta: Lumbricidae, Megascolecidae, Acanthodrilidae). *American Philosophical Society*, 70(3), 1-126.
- García-Delgado, M., Rodríguez-Cruz, M. S., Lorenzo, L. F., Arienzo, M., & Sánchez-Martín, M. J. (2007). Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in

- sewage sludges from different wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 382(1), 82-92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.009>
- Geissen, V., Peña-Peña, K., & Huerta, E. (2009). Effects of different land use on soil chemical properties, decomposition rate and earthworm communities in tropical Mexico. *Pedobiologia*, 53(1), 75-86. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2009.03.004>
- Gismondi, E., Beisel, J. N., & Cossu-Leguille, C. (2012). Influence of gender and season on reduced glutathione concentration and energy reserves of *Gammarus roeseli*. *Environmental Research*, 118, 47-52. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.06.004>
- Giarratano, E., Gil, M. N., & Malanga, G. (2013). Assessment of antioxidant responses and trace metal accumulation by digestive gland of ribbed mussel *Aulacomya atra atra* from Northern Patagonia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 92, 39-50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.02.007>
- Gao, M., Qi, Y., Song, W. et Zhou, Q. (2015). Analyse de biomarqueurs de la pollution combinée à l'oxytétracycline et au zinc chez les vers de terre (*Eisenia fetida*). *Chimiosphère*, 139, 229-234. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.059>
- Goulding, K. W. T. (2016). Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil use and management*, 32(3), 390-399. <https://doi.org/10.1111/sum.12270>
- Gopalapillai, Y., & Hale, B. A. (2017). Internal versus external dose for describing ternary metal mixture (Ni, Cu, Cd) chronic toxicity to *Lemna minor*. *Environmental Science & Technology*, 51(9), 5233-5241.
- González-Alcaraz, M. N., Loureiro, S. et van Gestel, C. A. (2018). Toxicocinétique du Zn et du Cd chez le ver de terre *Eisenia andrei* exposé à des sols contaminés par des métaux sous différentes combinaisons de température de l'air et de teneur en humidité du sol. *Chimiosphère*, 197, 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.019>
- Gao, J. et Wang, L. (2018). Évaluations des risques pour l'environnement et la santé humaine dans le contexte de la pollution par les métaux lourds dans les sols dans une zone industrielle typique de Shanghai, en Chine. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 27090-27105. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2705-8>
- Gnatyshyna, L., Khoma, V., Mishchuk, O., Martinyuk, V., Sprinġe, G., & Stoliar, O. (2020). Multi-marker study of the responses of the *Unio tumidus* from the areas of small and micro hydropower plants at the Dniester River Basin, Ukraine. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 11038-11049. DOI :<https://doi.org/10.1007/s11356-020-07698-4>
- Gu, W., Sheng, J., Huang, Q., Wang, G., Chen, J., & Ji, G. (2021). Environmentally friendly and multifunctional shaddock peel-based carbon aerogel for thermal-insulation and microwave absorption. *Nano-Micro Letters*, 13, 1-14. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40820-021-00635-1>
- Gautam, A., Mukherjee, S., Manna, S., Banerjee, P., Manna, S., Ghosh, A. R., ... & Ray, S. (2022). Metal accumulation and morphofunctional damage in coelomocytes of earthworm collected from industrially contaminated soil of Kolkata, India. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 256, 109299. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2022.109299>
- Gudeta, K., Kumar, V., Bhagat, A., Julka, J. M., Bhat, S. A., Ameen, F., ... & Amarowicz, R. (2023). Ecological adaptation of earthworms for coping with plant polyphenols, heavy metals, and microplastics in the soil: A review. *Heliyon*, 9(3).

H

- Habig, W. H., Pabst, M. J., & Jakoby, W. B. (1974). Glutathione S-transferases: The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*, 249(22), 7130-7139.
- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), 975-1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)

- Hattab, S., Boughattas, I., Boussetta, H., Viarengo, A., Banni, M., & Sforzini, S. (2015). Niveaux d'expression transcriptionnelle et marqueurs biochimiques du stress oxydatif chez le ver de terre *Eisenia andrei* après exposition à l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D). *Écotoxicologie et sécurité environnementale*, 122, 76-82.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.014>
- Hazelton RA., M. B. (2007). *Interpreting Soil Test Results: What Do All the Numbers Mean? . CSIRO Publishing, Collingwood (Australia). , ISBN-13: 978-0-64309-225-9 , 152 p. .*
- Hanslo, R., Vahed, A. et Mnkandla, E. (2019, septembre). Analyse quantitative du cadre Scrum. Dans *Conférence internationale sur le développement de logiciels Lean et Agile* (pp. 82-107). Cham : Springer International Publishing. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-37534-8_5
- Hassani, A., Azapagic, A., & Shokri, N. (2020). Predicting long-term dynamics of soil salinity and sodicity on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(52), 33017-33027. <https://doi.org/10.1073/pnas.2013771117>
- Herrero-Hernández, E., Simón-Egea, A. B., Sánchez-Martín, M. J., Rodríguez-Cruz, M. S. et Andrades, M. S. (2020). Surveillance et évaluation des risques environnementaux des résidus de pesticides et de certains de leurs produits de dégradation dans les eaux naturelles de la région viticole espagnole incluse dans l'appellation d'origine Jumilla. *Pollution de l'environnement*, 264, 114666. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114666>
- Hoeffner, K., Santonja, M., Monard, C., Barbe, L., Le Moing, M., & Cluzeau, D. (2021). Soil properties, grassland management, and landscape diversity drive the assembly of earthworm communities in temperate grasslands. *Pedosphere*, 31(3), 375-383.
[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60020-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60020-0)
- Huang, C., Ge, Y., Yue, S., Zhao, L., & Qiao, Y. (2021). Microplastics aggravate the joint toxicity to earthworm *Eisenia fetida* with cadmium by altering its availability. *Science of the Total Environment*, 753, 142042. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142042>
- Huang, X., Liu, Y. et Stouffs, R. (2024). Dynamique du système homme-terre dans la transformation du modèle d'utilisation des terres en Chine dans un contexte de fluctuations climatiques et d'activités humaines. *Science de l'environnement total*, 954, 176013.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176013>

I

- ISO No. 11265. (1994). *Soil Quality: Determination of Specific Electrical Conductivity and Salinity*. Geneva (Switzerland): ISO.
- ISO (International Organization for Standardization). (1995). *ISO 10694:1995 — Soil quality — Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)*. Geneva, Switzerland: ISO. Confirmed in 2021.
- ISO 11261, 1995. *Soil Quality: Determination of Total Nitrogen, Modified Kjeldahl Method*. ISO, Geneva (Switzerland), p. 4.
- ISO., 1. .. (1995). *Soil quality – Extraction of trace elements soluble in aqua regia. .* Geneva(Switzerland): ISO.

J

- Jebali, J., Banni, M., Almeida, E. A. D., & Boussetta, H. (2007). Oxidative DNA damage levels and catalase activity in the clam *Ruditapes decussatus* as pollution biomarkers of Tunisian marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 124, 195-200. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9217-6>
- Junior, S. F. S., Amaral, I. C. C., Mannarino, C. F., Hauser-Davis, R. A., Correia, F. V., & Saggiaro, Singh, A. K., & Chandra, R. (2019). Pollutants released from the pulp paper industry: Aquatic toxicity and their health hazards. *Aquatic toxicology*, 211, 202-216.
<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.04.007>

Jiang, H. H., Cai, L. M., Wen, H. H., Hu, G. C., Chen, L. G., & Luo, J. (2020). An integrated approach to quantifying ecological and human health risks from different sources of soil heavy metals. *Science of the Total Environment*, 701, 134466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134466>

K

- Kabata-Pendias, A. et Pendias, H. (1992). *Oligo-éléments dans les sols et les plantes*. Kabata-Pendias, A. (2001). Trace metals in soils-a current issue in Poland. *Acta Universitatis Wratislaviensis. Prace Botaniczne*, 79, 13-20.
- K Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). Humans (pp. 67-83). Springer Berlin Heidelberg.
- Karaca, A., Kizilkaya, R., Turgay, O. C., & Cetin, S. C. (2010). Effects of earthworms on the availability and removal of heavy metals in soil. *Soil heavy metals*, 369-388. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_17
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Oligo-éléments dans les sols et les plantes* (n° 9602). CRC Press.
- Khan MS. Zaidi A., G. A. (2011). *Bio management of Metal-Contaminated Soils. metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. (éd. 3th Ed., Vol. 10: 1–10.). (Springer, Éd.) Polish,: *Polish Journal of Environmental Studies*.
- Kherbouche, D., Bernhard-Reversat, F., Moali, A., & Lavelle, P. (2012). The effect of crops and farming practices on earthworm communities in Soummam valley, Algeria. *European Journal of Soil Biology*, 48, 17-23. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.09.006>
- KPAN, K. G. K., Seydou, T. I. H. O., EHOUMAN, M. N. G., TOURE, M., & DEMBELE, A. (2017). Évaluation de la toxicité d'un herbicide à base de 2, 4-D sur le ver de terre *Eudrilus eugeniae* Kinberg, 1867 (Oligochaeta, Eudrilidae). *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 5(3).
- Kamran, M., Malik, Z., Parveen, A., Zong, Y., Abbasi, G. H., Rafiq, M. T., ... et Ali, M. (2019). Le biochar atténue la phytotoxicité du Cd en minimisant la biodisponibilité et le stress oxydatif chez le pak choi (*Brassica chinensis* L.) cultivé dans un sol pollué par le Cd. *Journal de la gestion de l'environnement*, 250, 109500. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109500>
- Kong, F., Chen, Y., Huang, L., Yang, Z., & Zhu, K. (2021). Human health risk visualization of potentially toxic elements in farmland soil: A combined method of source and probability. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211, 111922. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111922>

L

- Lee, K. E. (1985). Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use (pp. 411-pp).
- Lavelle, P., Lattaud, C., Trigo, D., & Barois, I. (1995). Mutualism and biodiversity in soils. In *The Significance and Regulation of Soil Biodiversity: Proceedings of the International Symposium on Soil Biodiversity*, held at Michigan State University, East Lansing, May 3–6, 1993 (pp. 23-33). Springer Netherlands.
- Lykkesfeldt, J. (2007). Malondialdehyde as biomarker of oxidative damage to lipids caused by smoking. *Clinica chimica acta*, 380(1-2), 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.cca.2007.01.028>
- Li, S., Gu, S., Liu, W., Han, H. and Zhang, Q. (2008) Water Quality in Relation to Land Use and Land Cover in the Upper Han River Basin, China. *CATENA*, 75, 216-222. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.06.005>
- Lamy, I. Peter S. Hooda (Ed.) : *Oligo-éléments dans les sols*. *Anal Bioanal Chem* 399, 2219-2220 (2011). <https://doi.org/10.1007/s00216-010-4620-9>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (Vol. 24). Elsevier.
- Lamia, B., Mourad, B., & Rachid, O. (2015). Antibiotic-resistant bacteria isolated from waters of Messida coastal canal within an agricultural area (North-East Algeria). *Advances in*

Environmental Biology, 9(18), 147-157.

- Liang, J. X.-8. (2017). Bioaccumulation et effets toxiques du décabromodiphényléther en présence de fer zéro-valent à l'échelle nanométrique dans un système ver de terre-sol. *Chemosphere*, 169(78-88). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.012>
- Li, X., Wang, M., Jiang, R., Zheng, L., & Chen, W. (2020). Evaluation of joint toxicity of heavy metals and herbicide mixtures in soils to earthworms (*Eisenia fetida*). *Journal of Environmental Sciences*, 94, 137-146. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.03.055>
- Laouati, I., Rouane-Hacene, O., Derbal, F., & Ouali, K. (2021). The mussel caging approach in the assessment of trace metal contamination in southern Mediterranean coastal waters: a multi-biomarker study. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 63032-63044.
- Liu, T., Fang, K., Liu, Y., Zhang, X., Han, L., & Wang, X. (2021). Enantioselective residues and toxicity effects of the chiral triazole fungicide hexaconazole in earthworms (*Eisenia fetida*). *Environmental Pollution*, 270, 116269. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116269>
- Liu, X., Li, S., Wang, S., Bian, Z., Zhou, W., & Wang, C. (2022). Effects of farmland landscape pattern on spatial distribution of soil organic carbon in Lower Liaohe Plain of northeastern China. *Ecological Indicators*, 145, 109652. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109652>
- Li, X., Wu, K., Hao, S., Kang, L., Ma, J., Zhao, R., & Zhang, Y. (2023). Mapping of suitable habitats for earthworms in China. *Soil Biology and Biochemistry*, 184, 109081. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109081>

M

- Michaelsen, W., 1900. Oligochaeta. In: *Das Tierreich*, 10^e ed. Friedländer, Berlin, pp. 1–575.
- Murphy, B.W. & Hazelton, Pamela & PA., (2007). Hazelton, P.A. and Murphy, B.W. (2007). 'What Do All the Numbers Mean? - A Guide to the Interpretation of Soil Test Results'. (CSIRO Publishing, Melbourne).
- Maiti, S. K. (2007). Bioreclamation of coalmine overburden dumps—with special emphasis on micronutrients and heavy metals accumulation in tree species. *Environmental Monitoring and Assessment*, 125, 111-122. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9244-3>
- Manzoni, S., Taylor, P., Richter, A., Porporato, A., & Ågren, G. I. (2012). Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist*, 196(1), 79-91. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x>
- Markad, V. L., Gaupale, T. C., Bhargava, S., Kodam, K. M. et Ghole, V. S. (2015). Réponses des biomarqueurs chez le ver de terre, *Dichogaster curgensis* exposé à des sols pollués par les cendres volantes. *Écotoxicologie et sécurité environnementale*, 118, 62-70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.011>
- Markad, V. L., Gaupale, T. C., Bhargava, S., Kodam, K. M. et Ghole, V. S. (2015). Réponses des biomarqueurs chez le ver de terre, *Dichogaster curgensis* exposé à des sols pollués par les cendres volantes. *Écotoxicologie et sécurité environnementale*, 118, 62-70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.011>
- Mejdoub, Z., Fahde, A., Loutfi, M., & Kabine, M. (2017). Oxidative stress responses of the mussel *Mytilus galloprovincialis* exposed to emissary's pollution in coastal areas of Casablanca. *Ocean & Coastal Management*, 136, 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.018>
- Masin, C., Rodriguez, A. R., Zalazar, C., & Godoy, J. L. (2020). Approach to assess agroecosystem anthropic disturbance: Statistical monitoring based on earthworm populations and edaphic properties. *Ecological indicators*, 111, 105984. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105984>
- Mahamood, M., Javed, M., Alhewairini, S. S., Zahir, F., Sah, A. K., & Ahmad, M. I. (2021). *Labeo rohita*, a bioindicator for water quality and associated biomarkers of heavy metal toxicity. *NPJ Clean Water*, 4(1), 17.

- Maïssa, B. C. ((2021, mai 8).). Essence avec plomb : Les causes et la date de sa suppression dévoilées. *Algérie 360°*. Récupéré sur. <https://www.algerie360.com/carburant-arret-de-la-commercialisation-dessence-super-avec-plomb/>
- Ma J, Li J, Wu W, Liu J. Changement de la fragmentation des forêts mondiales de 2000 à 2020. *Nat Commun*. 11 juil. 2023 ; 14(1):3752. DOI : 10.1038/S41467-023-39221-X. PMID : 37433782 ; PMCID : PMC10336092. DOI : 10.1038/s41467-023-39221-x
- Mamabolo, E., Pryke, J. S., & Gaigher, R. (2024). Soil macrofauna are important bioindicators of soil quality in agroecosystems under different management. *Ecological Indicators*, 167, 112723. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112723>
- Montràs-Janer, T., Suggett, A. J., Fox, R., Jönsson, M., Martay, B., Roy, D. B., ... & Auffret, A. G. (2024). Anthropogenic climate and land-use change drive short-and long-term biodiversity shifts across taxa. *Nature ecology & evolution*, 8(4), 739-751. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02326-7>

N

- NF X 31-107, 2003. Soil Quality: Determination of Particle Size Distribution of Soil Particles. Pipette Method. AFNOR, Paris (France).
- NF EN 14672, 2005. Sludge Characterization: Determination of Total Phosphorus. AFNOR, Paris (France), p. 9.
- Nahmani, J., Hodson, M. E. et Black, S. (2007). Revue des études réalisées pour évaluer l'absorption des métaux par les vers de terre. *Pollution de l'environnement*, 145(2), 402-424. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.009>
- Nahmani, J., Hodson, M. E., & Black, S. (2007). Effects of metals on life cycle parameters of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated, metal-polluted soils. *Environmental pollution*, 149(1), 44-58. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.018>
- Nuria, R., Jérôme, M., Léonide, C., Christine, R., Gérard, H., Etienne, I., & Patrick, L. (2011). IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(10), 2032-2045. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.05.019>
- Nannoni, F., Rossi, S. et Protano, G. (2014). Propriétés du sol et accumulation de métaux par les vers de terre dans la zone urbaine de Sienne (Italie). *Écologie appliquée des sols*, 77, 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.01.004>
- N Nys C, Versieren L, Cordery KI, Blust R, Smolders E, De Schamphelaere KAC. (2017). Évaluation systématique de la toxicité chronique des mélanges de métaux pour trois espèces et implications pour l'évaluation des risques. *Environ Sci Technol*. 18 avril 2017 ; 51(8):4615-4623. DOI : 10.1021/acs.est.6B05688. Epub 30 mars 2017. PMID : 28339194.
- Niu, S., Gao, L. et Wang, X. (2019). Caractérisation des niveaux de contamination des sols agricoles par les métaux lourds à l'aide des concentrations géochimiques de référence. *Journal des sols et des sédiments*, 19, 1697-1707. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2190-1>
- Natalio, A. I., Back, M., Richards, A. et Jeffery, S. (2021). Les effets de la toxicité saline et du digestat de DA d'origine alimentaire sur le ver de terre *Allolobophora chlorotica*. *Geoderma*, 393, 115005. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115005>

O

- OCDE, T. N. (1984.). *Earthworm, Acute Toxicity Tests, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*, (Vol. Section 2,). Paris: Éditions OCDE . Récupéré sur OCDE, Test No. 207., 1984. *Earthworm, Acute Toxicity Tests, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals*, Section 2, Éditions OCDE, Paris. <https://doi.org/10.1787/9789264070042-en>.
- Omodeo, P., & Martinucci, G. (1987). Earthworms of maghreb. In on earthworms, Selected Symp. Monogr. UZI (Vol. 2, pp. 235-250).
- Omodeo, P., Rota, E. et Baha, M. (2003). La faune mégadrile (Annélide : Oligochètes) du Maghreb : une caractérisation biogéographique et écologique : Le 7ème symposium international sur

l'écologie des vers de terre· Cardiff· Pays de Galles· 2002. *Pedobiologia*, 47(5-6), 458-465.
<https://doi.org/10.1078/0031-4056-00213>

- Owojori, O. J., & Reinecke, A. J. (2009). Avoidance behaviour of two eco-physiologically different earthworms (*Eisenia fetida* and *Aporrectodea caliginosa*) in natural and artificial saline soils. *Chemosphere*, 75(3), 279-283. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.051>
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). (2010). Lignes directrices pour les essais de produits chimiques : n° 207 – Test de toxicité des sols : vers de terre, essai de survie. Paris : OCDE Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264070066-fr>
- Otmani, H., Tadjine, A., Moumeni, O., Zeriri, I., Amamra, R., Samira, D. B., ... & Berrebbah, H. (2018). Biochemical responses of the earthworm *Allolobophora caliginosa* exposed to cadmium contaminated soil in the Northeast of Algeria. *Bulletin de la société royale des sciences de liège*. DOI: 10.25518/0037-9565.7331
- Onwona-Kwakye, M., Plants-Paris, K., Keita, K., Lee, J., Brink, P. J. V. d., Hogarh, J. N., et Darkoh, C. (2020). Les pesticides diminuent la diversité bactérienne et l'abondance des rizières irriguées. *Micro-organismes*, 8(3), 318. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8030318>
- Okolo, C. C., Gebresamuel, G., Zenebe, A., Haile, M., & Eze, P. N. (2020). Accumulation of organic carbon in various soil aggregate sizes under different land use systems in a semi-arid environment. *Agriculture, ecosystems & environment*, 297, 106924. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106924>

P

- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13, 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Paoletti, M. G. (1999). Le rôle des vers de terre dans l'évaluation de la durabilité et en tant que bioindicateurs. *Agriculture, Écosystèmes et Environnement*, 74(1-3), 137-155. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00034-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00034-1)
- Peng, B., Song, Z., Tu, X., Xiao, M., Wu, F., & Lv, H. (2004). Release of heavy metals during weathering of the Lower Cambrian black shales in western Hunan, China. *Environmental Geology*, 45, 1137-1147. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00254-004-0974-7>
- Pietola, L., Horn, R., & Yli-Halla, M. (2005). Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil and tillage research*, 82(1), 99-108. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.004>
- Pérès, G., Cluzeau, D., Ferrand, C. A. M. I. L. L. E., & Peron, D. E. N. I. S. (2006). Earthworms used as indicators of agricultural managements. *BIO-BIO Project. Biodiversity-Bioindication to Evaluate Soil Health*; Cenci, RM, Sena, F., Eds, 22245, 107-115.
- Pérès, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., ... & Cluzeau, D. (2011). Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, 54, S77-S87. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2011.09.015>
- Palermo, F. F., Risso, W. E., Simonato, J. D., & Martinez, C. B. (2015). Bioaccumulation of nickel and its biochemical and genotoxic effects on juveniles of the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 116, 19-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.032>
- Proctor, A. H., King, C. K., Holan, J. R., & Wotherspoon, S. J. (2017). Integrated modeling of survival data from multiple stressor ecotoxicology experiments. *Environmental Science & Technology*, 51(12), 7271-7277. doi: 10.1021/acs.est.7b02255
- Phillips, H. R., Guerra, C. A., Bartz, M. L., Briones, M. J., Brown, G., Crowther, T. W., ... & Eisenhauer, N. (2019). Global distribution of earthworm diversity. *Science*, 366(6464), 480-485. DOI:10.1126/science.aax4851
- Paul R, Ostermann E, Wei Q. Advances in point-of-care nucleic acid extraction technologies for rapid diagnosis of human and plant diseases. *Biosens Bioelectron*. 2020 Dec 1;169:112592.

doi: 10.1016/j.bios.2020.112592. Epub 2020 Sep 8. PMID: 32942143; PMCID: PMC7476893.

- Pegu, R., Prakash, A., Borah, P., Paul, S., & Bhattacharya, S. S. (2024). Unveiling the earthworm-associated preferential remediation of emerging organic pollutants and heavy metals in MSW-based vermicomposting systems: insights through the lens of multivariate techniques and novel empirical models. *Chemosphere*, 363, 142782. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142782>
- Peng, Y., & Yu, G. I. (2024). Assessment of heavy metal pollution on agricultural land in Chengdu city under different anthropogenic pressures based on APCS-MLR modelling. *Ecological Indicators*, 165, 112183. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112183>

R

- Rosa. (1889) [*Aporrectodea molleri*] in National Museum of Natural History, Smithsonian Institution (2025). Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Checklist dataset <https://doi.org/10.5066/f7kh0kbb>
- Rida, A. M. M. A. (1996). Concentrations et croissance de lombriciens et de plantes dans des sols contaminés ou non par Cd, Cu, Fe, Pb et Zn: interactions sol-Lombricien. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(8), 1029-1035. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00079-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00079-X)
- Rodríguez-Seijo, A., Arenas-Lago, D., Andrade, M. L., & Vega, F. A. (2015). Identifying sources of Pb pollution in urban soils by means of MC-ICP-MS and TOF-SIMS. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 7859-7872. doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-4027-9>.
- Reynolds, J. W. (2018). PRELIMINARY KEY TO ALGERIAN MEGADRILES (ANNELIDA, CLITELLATA, OLIGOCHAETA), BASED ON EXTERNAL CHARACTERS, INsofar AS POSSIBLE. *Megadrilogica*, 24(1).
- Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment international*, 125, 365-385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
- Richardson, J. B., Görres, J. H., & Sizmur, T. (2020). Synthesis of earthworm trace metal uptake and bioaccumulation data: Role of soil concentration, earthworm ecophysiology, and experimental design. *Environmental pollution*, 262, 114126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114126>
- Radi, N., Hirche, A., & Boutaleb, A. (2023). Assessment of soil contamination by heavy metals and arsenic in Tamesguida abandoned copper mine area, Médéa, Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 247. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10862-7>

S

- Savigny, J. . (1826). *Analyses des travaux de l'Académie Royale des Sciences pendant l'année 1821*,. (Analyses des travaux de l'Académie Royale des Sciences pendant l'année 1821, Éd.) partie physique. Cuvier, M. le. Baron G. (ed.) *Mém. Acad. Sci.* [*Allolobophora chlorotica* n. sp., *Aporrectodea caliginosa* n. sp. = *Aporrectodea turgida*, *Apor.*
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell Syst. Tech. J.* 27, 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.
- Sims, R. W., & Gerard, B. M. (1985). *Earthworms: keys and notes for the identification and study of the species*. Vol. 31. Brill Archive.
- Sims, R.W., Gerard, B.M., 1999. *Earthworms: Notes for the Identification of British Species*. London.
- Soltner D. (1992). *Phytotechnie générale : les bases de la production végétale*. (Vol. Tome 1). (M. P. Tome 1 : le Sol et son amélioration . Tome 2: Climat, Éd.) Série Agronomie.

- Saint-Denis, M., Narbonne, J. F., Arnaud, C., & Ribera, D. (1998). Biochemical responses of the earthworm *Eisenia fetida andrei* exposed to contaminated artificial soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41(1), 59–66. <https://doi.org/10.1006/eesa.1998.1674>
- Sarandón, S. J. (1998, November). The development and use of sustainability indicators: a need for organic agriculture evaluation. In XII International Scientific Conference IFOAM (Vol. 16, No. 19, p. 135).
- Smetak, K. M., Johnson-Maynard, J. L., & Lloyd, J. E. (2007). Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems. *Applied Soil Ecology*, 37(1-2), 161-168. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.004>
- Sifi, Karima & Salima, Chouahda & Soltani, Noureddine. (2007). Biosurveillance de l'environnement par la mesure de biomarqueurs chez *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba.. *Mésogée*. 11-18.
- Solomou, A. D., Sfougaris, A. I., Vavoulidou, E. M., & Csuzdi, C. (2012). The effects of farming practices on earthworm dynamics in olive groves of central Greece: (Oligochaeta). *Zoology in the Middle East*, 58(sup4), 119-126. <https://doi.org/10.1080/09397140.2012.10648993>
- Soltani, N., Amira, A., Sifi, K., & Beldi, H. (2012). Environmental monitoring of the Annaba gulf (Algeria): measurement of biomarkers in *Donax trunculus* and metallic pollution. *Bull Soc Zool Fr*, 137(1-4), 51-60.
- Sifi, K., Amira, A., & Soltani, N. (2013). Oxidative stress and biochemical composition in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *Advances in Environmental Biology*, 595-605.
- Singh, S., Singh, J., & Vig, A. P. (2016). Earthworm as ecological engineers to change the physico-chemical properties of soil: soil vs vermicast. *Ecological Engineering*, 90, 1-5.
- Shang, E. P., Xu, E. Q., Zhang, H. Q., & Huang, C. H. (2018). Spatial-temporal trends and pollution source analysis for heavy metal contamination of cultivated soils in five major grain producing regions of China. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, 39(10), 4670-4683. <https://doi.org/10.13227/j.hjkx.201802139>
- Saaristo, M., Brodin, T., Balshine, S., Bertram, M. G., Brooks, B. W., Ehlman, S. M., ... & Arnold, K. E. (2018). Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1885), 20181297. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1297>
- Singh, J., Kaur, A., Vig, A.P., Sachdeva, S., 2019. Bioremediation and detoxification of industrial wastes by earthworms: Vermicompost as powerful crop nutrient in sustainable agriculture. *Environ. Geochem. Health* 41, 597–610. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0200-3>.
- Santana, A. P., Mora-Vargas, J. A., Guimaraes, T. G., Amaral, C. D., Oliveira, A., & Gonzalez, M. H. (2019). Sustainable synthesis of natural deep eutectic solvents (NADES) by different methods. *Journal of Molecular Liquids*, 293, 111452. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111452>
- Sintim, H. Y., Bandopadhyay, S., English, M. E., Bary, A. I., DeBruyn, J. M., Schaeffer, S. M., ... & Flury, M. (2019). Impacts of biodegradable plastic mulches on soil health. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 273, 36-49. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.002>
- Sun, W., Meng, Z., Li, R., Zhang, R., Jia, M., Yan, S., ... & Zhu, W. (2021). Joint effects of microplastic and dufulin on bioaccumulation, oxidative stress and metabolic profile of the earthworm (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, 263, 128171. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128171>

T

- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1–4), 566–575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
- Tijani, M. N., Okunlola, O. A., & Abimbola, A. F. (2006). Lithogenic concentrations of trace metals in soils and saprolites over crystalline basement rocks: A case study from SW Nigeria. *Journal of African Earth Sciences*, 46(5), 427–438. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2006.08.003>.
- Tondoh, J. E., Monin, L. M., Tiho, S., & Csuzdi, C. (2007). Can earthworms be used as bio-indicators of land-use perturbations in semi-deciduous forest?. *Biology and Fertility of Soils*, 43, 585–592. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-006-0144-z>
- Tao, J., Hu, H., Liu, W., Jiang, Y., 2012. The effects of organic residue quality on growth and reproduction of *Aporrectodea trapezoides* under different moisture conditions in a salt-affected agricultural soil. *Biol. Fertil. Soils* 48, 117–123. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0624-3>.
- Taylor, A. M., & Maher, W. A. (2013). Exposure-dose-response of *Tellina deltoidalis* to metal-contaminated estuarine sediments: 1. Cadmium spiked sediments. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 158(1), 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2013.04.005>
- Traudt, E. M., Ranville, J. F., & Meyer, J. S. (2017). Acute toxicity of ternary Cd–Cu–Ni and Cd–Ni–Zn mixtures to *Daphnia magna*: dominant metal pairs change along a concentration gradient. *Environmental science & technology*, 51(8), 4471–4481. doi: 10.1021/acs.est.6b06169
- Talavera, J. A., Cunha, L., Arévalo, J. R., Talavera, I. P., Kille, P., & Novo, M. (2020). Anthropogenic disturbance and environmental factors drive the diversity and distribution of earthworms in São Miguel Island (Azores, Portugal). *Applied Soil Ecology*, 145, 103301. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.004>
- Triantafyllidis, V., Zotos, A., Kosma, C., & Kokkotos, E. (2020). Effect of land-use types on edaphic properties and plant species diversity in Mediterranean agroecosystem. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27(12), 3676–3690. doi:<https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.08.012>
- Telahigue, K., Rabeh, I., Chouba, L., Mdaini, Z., El Cafsi, M. H., Mhadhbi, L., & Hajji, T. (2022). Assessment of the heavy metal levels and biomarker responses in the smooth scallop *Flexopecten glaber* from a heavily urbanized Mediterranean lagoon (Bizerte lagoon). *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(6), 397. doi:<https://doi.org/10.1007/s10661-022-10071-2>

U

- Uchiyama, M., & Mihara, M. (1978). Determination of malonaldehyde precursor in tissues by thiobarbituric acid test. *Analytical Biochemistry*, 86(1), 271–278. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(78\)90342-1](https://doi.org/10.1016/0003-2697(78)90342-1)
- Udovic, M., Plavc, Z., & Lestan, D. (2007). The effect of earthworms on the fractionation, mobility and bioavailability of Pb, Zn and Cd before and after soil leaching with EDTA. *Chemosphere*, 70(1), 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.044>
- Uchimiya, M., Klasson, K. T., Wartelle, L. H., & Lima, I. M. (2011). Influence of soil properties on heavy metal sequestration by biochar amendment: 1. Copper sorption isotherms and the release of cations. *Chemosphere*, 82(10), 1431–1437. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.050>
- Uwizeyimana, H., Wang, M., Chen, W., & Khan, K. (2017). The eco-toxic effects of pesticide and heavy metal mixtures towards earthworms in soil. *Environmental toxicology and pharmacology*, 55, 20–29. doi:<https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.08.001>

V

- Vasiliou, V., Pappa, A., & Petersen, D. R. (2000). Role of aldehyde dehydrogenases in endogenous and xenobiotic metabolism. *Chemico-biological interactions*, 129(1-2), 1-19. [https://doi.org/10.1016/S0009-2797\(00\)00211-8](https://doi.org/10.1016/S0009-2797(00)00211-8)
- Vijver, M. G., Vink, J. P., Miermans, C. J., & van Gestel, C. A. (2003). Oral sealing using glue: a new method to distinguish between intestinal and dermal uptake of metals in earthworms. *Soil biology and biochemistry*, 35(1), 125-132. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00245-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00245-6)
- Valavanidis, A., Vlahogianni, T., Dassenakis, M., & Scoullou, M. (2006). Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. *Ecotoxicology and environmental safety*, 64(2), 178-189. [doi:https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.013](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.013)
- Vidal-Liñán, L., Bellas, J., Campillo, J. A., & Beiras, R. (2010). Integrated use of antioxidant enzymes in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, for monitoring pollution in highly productive coastal areas of Galicia (NW Spain). *Chemosphere*, 78(3), 265-272. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.060>
- Velki, M., & Hackenberger, B. K. (2013). Inhibition and recovery of molecular biomarkers of earthworm *Eisenia andrei* after exposure to organophosphate dimethoate. *Soil Biology and Biochemistry*, 57, 100-108. [doi:https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.018](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.018)
- Vignozzi, N., Agnelli, A. E., Brandi, G., Gagnarli, E., Goggioli, D., Lagomarsino, A., ... & Gucci, R. (2019). Soil ecosystem functions in a high-density olive orchard managed by different soil conservation practices. *Applied Soil Ecology*, 134, 64-76. [doi: https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.10.014](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.10.014) .

W

- Walkley, A. and I.A. Black. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263.
- Wang DanDan, W. D., Li HuiXin, L. H., Wei ZhengGui, W. Z., Wang Xia, W. X., & Hu Feng, H. F. (2006). Effect of earthworms on the phytoremediation of zinc-polluted soil by ryegrass and Indian mustard. [doi:DOI: 10.1007/s00374-006-0075-8](https://doi.org/10.1007/s00374-006-0075-8)
- Wang, Y., Qiao, M., Liu, Y., & Zhu, Y. (2012). Health risk assessment of heavy metals in soils and vegetables from wastewater irrigated area, Beijing-Tianjin city cluster, China. *Journal of Environmental Sciences*, 24(4), 690-698. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60833-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60833-4)
- Wang, L., Zhang, J., Sun, H., & Zhou, Q. (2016). Widespread occurrence of benzotriazoles and benzothiazoles in tap water: influencing factors and contribution to human exposure. *Environmental science & technology*, 50(5), 2709-2717. [doi: 10.1021/acs.est.5b06093](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06093)
- Wang CaiXia, W. C., Zhang QingMing, Z. Q., Wang FeiFei, W. F., & Liang WenXing, L. W. (2017). Toxicological effects of dimethomorph on soil enzymatic activity and soil earthworm (*Eisenia fetida*). DOI: [10.1016/j.chemosphere.2016.11.090](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.090)
- Wang, G., Zhang, S., Xiao, L., Zhong, Q., Li, L., Xu, G., ... & Pu, Y. (2017)b. Heavy metals in soils from a typical industrial area in Sichuan, China: spatial distribution, source identification, and ecological risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 16618-16630. [doi: https://doi.org/10.1007/s11356-017-9288-7](https://doi.org/10.1007/s11356-017-9288-7).
- Wang, G., Zhang, S., Xiao, L., Zhong, Q., Li, L., Xu, G., ... & Pu, Y. (2017). Heavy metals in soils from a typical industrial area in Sichuan, China: spatial distribution, source identification, and ecological risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 16618-16630. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9288-7>
- Wang, K., Qiao, Y., Zhang, H., Yue, S., Li, H., Ji, X., & Liu, L. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in earthworms from field contaminated soil in a subtropical area of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 876-

883.doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017>

Wang, G., Wang, L., Ma, F., Yang, D., & You, Y. (2021). Earthworm and arbuscular mycorrhiza interactions: Strategies to motivate antioxidant responses and improve soil functionality. *Environmental pollution*, 272, 115980. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115980>

X

Xie, T., Wang, M., Chen, W., & Uwizeyimana, H. (2018). Impacts of urbanization and landscape patterns on the earthworm communities in residential areas in Beijing. *Science of the Total Environment*, 626, 1261-1269. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.187>.

Fei, X., Lou, Z., Xiao, R., Ren, Z., & Lv, X. (2022). Source analysis and source-oriented risk assessment of heavy metal pollution in agricultural soils of different cultivated land qualities. *Journal of Cleaner Production*, 341, 130942.

doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130942>.

Xiaochen, L., Shuangyi, L., Shuai, W., Zhenxing, B., Wei, Z., Chuqiao, W., 2022. Effects of farmland landscape pattern on spatial distribution of soil organic carbon in lower Liaohe plain of northeastern China. *Ecol. Indic.* 145, 109652. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109652>.

Xu, M., Chen, X., Liu, X., Huo, J., Du, Y., Li, N., ... & Liu, M. (2023). Earthworms and long-term straw management practices interactively affect soil carbon and nitrogen forms across soil depths. *European Journal of Soil Biology*, 116, 103478.

Y

Yatso, K. N., & Lilleskov, E. A. (2016). Effects of tree leaf litter, deer fecal pellets, and soil properties on growth of an introduced earthworm (*Lumbricus terrestris*): implications for invasion dynamics. *Soil biology and biochemistry*, 94, 181-190.

Yuan, B. L. (2007). Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. *Appl. Soil Ecol.*, 35, (319–332.). <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.11.030>

Yaashikaa, P. R., & Kumar, P. S. (2022). Bioremediation of hazardous pollutants from agricultural soils: A sustainable approach for waste management towards urban sustainability. *Environmental Pollution*, 312, 120031. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120031>

Yang, Q., Li, G., Jin, N., & Zhang, D. (2023). Synergistic/antagonistic toxicity characterization and source-apportionment of heavy metals and organophosphorus pesticides by the biospectroscopy-bioreporter-coupling approach. *Science of The Total Environment*, 905, 167057. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167057>

Z

Zhang, Y., Shen, G., Yu, Y., & Zhu, H. (2009). The hormetic effect of cadmium on the activity of antioxidant enzymes in the earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental pollution*, 157(11), 3064-3068. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.039>

Zhang, X., Wang, H., He, L., Lu, K., Sarmah, A., Li, J., ... & Huang, H. (2013). Using biochar for remediation of soils contaminated with heavy metals and organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 8472-8483. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1659-0>

- Zhang, S., Yao, H., Lu, Y., Yu, X., Wang, J., Sun, S., ... & Zhang, D. (2017). Uptake and translocation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals by maize from soil irrigated with wastewater. *Scientific reports*, 7(1), 12165. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12437-w>
- Zhao, S., He, L., Lu, Y., & Duo, L. (2017). The impact of modified nano-carbon black on the earthworm *Eisenia fetida* under turfgrass growing conditions: Assessment of survival, biomass, and antioxidant enzymatic activities. *Journal of hazardous materials*, 338, 218-223. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.035>
- Zhao, S., He, L., Lu, Y., & Duo, L. (2017). The impact of modified nano-carbon black on the earthworm *Eisenia fetida* under turfgrass growing conditions: Assessment of survival, biomass, and antioxidant enzymatic activities. *Journal of hazardous materials*, 338, 218-223. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.035>
- Zhao, S., He, L., Lu, Y., & Duo, L. (2017)b. The impact of modified nano-carbon black on the earthworm *Eisenia fetida* under turfgrass growing conditions: Assessment of survival, biomass, and antioxidant enzymatic activities. *Journal of hazardous materials*, 338, 218-223. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.035>
- Zhao, S., He, L., Lu, Y., & Duo, L. (2017). The impact of modified nano-carbon black on the earthworm *Eisenia fetida* under turfgrass growing conditions: Assessment of survival, biomass, and antioxidant enzymatic activities. *Journal of hazardous materials*, 338, 218-223. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.035>
- Zhang LiHao, Z. L., He NanNan, H. N., Chang DaLi, C. D., Liu XiaoYa, L. X., Zhang XuHui, Z. X., Xu YuanZhou, X. Y., ... & Xu Li, X. L. (2018). Does ecotype matter? The influence of ecophysiology on benzo [a] pyrene and cadmium accumulation and distribution in earthworms. doi:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.020>
- Zwolak, A., Sarzyńska, M., Szyrka, E., & Stawarczyk, K. (2019). Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: A review. *Water, air, & soil pollution*, 230, 1-9.
- Zhang, W., Xia, X., Wang, J., Zhu, L., Wang, J., Wang, G., ... & Kim, Y. M. (2021). Oxidative stress and genotoxicity of nitenpyram to earthworms (*Eisenia foetida*). *Chemosphere*, 264, 128493. doi :<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128493>
- Zeriri, I., Tadjine, A., Belhaouchet, N., Berrebbah, H., Djebbar, M.R., Baha, M., 2013. Contribution `a l'identification des Oligochaeta : Lumbricidae dans la r'egion d'Annaba dans l'est de l'Alg'erie. *Eur. J. Exp. Biol.* 3, 229–232. <https://www.researchgate.net/publication/350923919>
- Zeriri, Ibtissem & Aicha, Tadjine & Belhaouchet, Naouel & Berrebbah, Houria & Djebbar, Mohammed-Réda & Baha, Mounia. (2021). Contribution to the identification of Oligochaeta: Lumbricidae in the region of Annaba in eastern Algeria. *European Journal of Experimental Biology*. 3(6).
- Zeyad, M. T., Khan, S., & Malik, A. (2022). Genotoxic hazard and oxidative stress induced by wastewater irrigated soil with special reference to pesticides and heavy metal pollution. *Heliyon*, 8(9).doi:<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10534>
- Zhang, W., Xia, X., Wang, J., Zhu, L., Wang, J., Wang, G., ... & Kim, Y. M. (2021). Oxidative stress and genotoxicity of nitenpyram to earthworms (*Eisenia foetida*). *Chemosphere*, 264, 128493. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128493>

Annex I : tableau des dosage enzymatiques et non enzymatiques :

Dosage des protéines Bradford (1976)	
Réalisation de la gamme d'étalonnage :	<p>Tubes à essai 1 2 3 4 5 6</p> <p>BSA (µl) 0 20 40 60 80 100</p> <p>H₂O distillée (µl) 100 80 60 40 20 0</p> <p>BBC (ml) 4 4 4 4 4 4</p> <p>BSA (µg) 0 20 40 60 80 100</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Agiter les tubes par vortex ▪ Lecture des absorbances à une longueur d'onde de 595 nm
Dosage des échantillons	<ul style="list-style-type: none"> ▪ 100 µl du surnageant ▪ Ajouter 4 ml de BBC ▪ Agiter les tubes par vortex ▪ Lecture des absorbances à 595 nm contre un blanc avec 100 µl d'eau distillée + 4 ml de BBC
Calcule	La concentration des protéines est déduite à partir de la gamme d'étalonnage en utilisant l'équation de la courbe (y= a x+ b) obtenue, où l'absorbance mesurée de l'échantillon (y) permet de calculer la concentration en protéines (x).
Dosage du Glutathion S transférase (GST)	
Pré-incubation	Les solutions de tampon phosphate, CDNB (1 mM) et GSH (5 mM) sont incubées dans un bain-marie à 37 °C.
Préparation de la réaction	<p>Dans une cuve en quartz, ajouter :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ 840 µl de tampon phosphate, ▪ 50 µl de la solution CDNB, ▪ 10 µl du surnageant. ▪ Mélanger puis ajouter 100 µl de la solution GSH.

<p>Lecture spectrophotométrique</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La lecture se fait contre un blanc préparé avec du tampon phosphate à la place du surnageant. ▪ La densité optique est mesurée toutes les minutes pendant 5 minutes à 340 nm avec un spectrophotomètre UV/visible
<p>Calcul de l'activité spécifique</p>	<p>L'activité spécifique de la GST est exprimée en nmol/min/mg de protéines, déterminée à partir de la variation d'absorbance</p>
<p>Equation</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ $DO_{ech/min}$: Densité optique de l'échantillon / min ▪ $DO_{blanc/min}$: Densité optique du blanc /min ▪ Δ ▪ 6.9 : coefficient d'extension de GSH- CDNB exprimé en mM.Cm. 	$\frac{\Delta(DO_{ech/min} - DO_{blanc/min})}{6.9 \text{ x mg de protéine}}$
<p>Dosage du Glutathion Réduit (GSH)</p>	
<p>Déprotéinisation</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prélever 0,8 ml de l'échantillon. ▪ Ajouter 0,2 ml d'acide sulfosalicylique à 4 %. ▪ Homogénéiser et laisser reposer sur glace pendant 15 minutes. ▪ Centrifuger à 10 000 tours/min pendant 5 minutes à 0 °C.

<p align="center">Dosage du GSH</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prélever 0,5 ml du surnageant. ▪ Ajouter 1 ml de tampon Tris-HCl à l'EDTA. ▪ Mélanger, puis ajouter 25 µl du réactif d'Ellman (DTNB). ▪ Laisser agir 5 minutes. ▪ Mesurer l'absorbance à 412 nm contre un blanc contenant du tampon Tris-HCl à l'EDTA à la place du surnageant. ▪ L'expression finale du GSH est en µmol/mg de protéines.
<p align="center">Equation</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ DO : Densité optique. ▪ 1 : Volume total des solutions utilisées dans la déprotéinisation = 0,8 ml d'homogénat + 0,2 ml d'ASS. ▪ 1,525 : Volume total des solutions utilisées dans le dosage de la GSH au niveau du surnageant = 0,5 ml de surnageant + 1 ml de tampon Tris/EDTA + 0,025 ml de DTNB. ▪ 13100 : Coefficient d'absorbance (concernant le groupement (-SH) à 412 nm). ▪ 0,8 : Volume de l'homogénat trouvé dans 1 ml. ▪ 0,5 : Volume du surnageant trouvé dans 1,525 ml. 	$\frac{DO \times 1 \times 1.525}{13100 \times 0.8 \times 0.5} / \text{mg de protéine}$
Dosage de l'Activité Spécifique de la Catalase (CAT)	
<p align="center">Préparation de la réaction</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Remplir une cuve en quartz avec 990 µl de tampon phosphate. ▪ Ajouter 500 µl de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂ à 5 %). ▪ Ajouter 10 µl du surnageant contenant l'enzyme.
<p align="center">Lecture spectrophotométrique</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La lecture se fait contre un blanc (tampon phosphate sans enzyme). ▪ La densité optique est mesurée toutes les 15 secondes pendant 1 minute à 240 nm.
<p align="center">Calcul de l'activité spécifique</p>	<p>L'activité spécifique de la CAT est exprimée en µmol de H₂O₂ consommées /min/mg de protéines,</p>

	en fonction de la concentration protéique de l'échantillon.
<p align="center">Equation</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ ΔDO : Variation de la densité optique par minute. ▪ 0,04 : Coefficient d'extinction molaire de H_2O_2 ($0,04 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1}$). ▪ X : Quantité de protéines en mg. ▪ FD : facteur de dilution pour H_2O_2 dans le tampon. ▪ 1 :: Largeur de la cuve (généralement 1 cm). 	$\frac{\Delta DO}{0.04 \times 1 \times X \times FD}$
Dosage de l'Activité Enzymatique de la Superoxyde Dismutase (SOD)	
Préparation de la solution réactionnelle	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utiliser un tampon carbonate de sodium (pH 10,2) contenant 2 mM d'EDTA. ▪ Ajouter une solution d'hydroxylamine à 37,5 mM pour générer les anions superoxydes. ▪ Introduire 10 μl du surnageant contenant l'enzyme.
Lecture spectrophotométrique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mesurer la réduction du NBT en formazan bleu à 560 nm. ▪ Comparer les résultats avec un témoin sans enzyme.
Calcul de l'activité enzymatique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ L'activité de la SOD est définie comme la capacité à inhiber la réduction du NBT de 50 % par minute. ▪ Elle est exprimée en unités d'activité enzymatique (U/g de protéines).
<p align="center">Equation</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ DO blanc : Densité optique du blanc. 	L'activité de la SOD (% d'inhibition/ mg de protéine) =

<ul style="list-style-type: none"> ▪ DO échantillon : Densité optique de l'échantillon. ▪ FD: Facteur par lequel l'échantillon a été dilué. ▪ 50 % d'inhibition : Correspond à une unité de SOD. ▪ 1 mg de protéines : Unité pour normaliser l'activité enzymatique par quantité de protéines. 	$\left[\left(\frac{(DO_{blanc} - DO_{échantillon})}{DO_{blanc}} \right) \times 100 \right] \times FD$
Dosage du Malondialdéhyde (MDA)	
Préparation de la réaction	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ajouter 3 ml d'acide phosphorique à 1 %. ▪ Ajouter 1 ml d'acide thiobarbiturique (TBA) à 0,6 %. ▪ Introduire 0,5 ml de l'échantillon à doser. ▪ Mélanger puis chauffer à 100°C dans un bain-marie pendant 45 min.
Extraction et lecture spectrophotométrique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Laisser refroidir, puis ajouter 4 ml de butanol. ▪ Mélanger et centrifuger à 1000 g pendant 10 min. ▪ Mesurer l'absorbance du surnageant à 532 nm. ▪ Comparer les valeurs avec un blanc contenant du tampon KCl à 1,15 % au lieu de l'échantillon.
Equation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ DO : densité optique ▪ 1.56x10⁶ : coefficient d'extension molaire du MDA ▪ 0.779 : longueur du trajet optique ▪ P : concentration des protéines en mg/ml ▪ FD : facteur de dilution 0.2038 $\frac{DO \times 10^6}{(1.56 \times 10^5) \times 0.779 \times P \times FD}$

Annex II Tableau contenant la préparations des solutions au dosage oxydatifs :

Dosage des protéines par la méthode de Bradford	
BSA (1 mg/mL)	Dissoudre 5 mg de BSA dans 5 mL d'eau distillée.
Réactif de Bradford	Dissoudre 100 mg de bleu de Coomassie G-250 dans 50 mL d'éthanol (95%). Agiter pendant 2 heures, puis ajouter 100 mL d'acide orthophosphorique (85%) et compléter le volume à 1 L avec de l'eau distillée. Le réactif doit être filtré avant utilisation et conservé à 4 °C à l'abri de la lumière.
Dosage du MDA	
TBS (Tris 50 mM, NaCl 150 mM, pH 7,4)	Dissoudre 8,775 g de NaCl dans 1 L d'eau distillée, ajouter 6,057 g de Tris et ajuster le pH à 7,4.
TCA-BHT (TCA 20%, BHT 1%)	Dissoudre 20 g de TCA dans 100 mL d'eau distillée, ajouter 1 g de BHT et compléter le volume à 100 mL avec la solution TCA 20% préalablement chauffée.
HCl 0,6 M	Prélever 51,56 mL d'HCl concentré et compléter le volume à 1 L avec de l'eau distillée.
Tris-TBA (Tris 26 mM, TBA 120 mM)	Dissoudre 3,149 g de Tris et 17,299 g de TBA dans 1 L d'eau distillée, puis ajuster.
Dosage du glutathion	
Tris (0,4 M) et EDTA (0,02 M), pH 9,6	Dissoudre 12,114 g de Tris et 1,871 g d'EDTA dans 250 mL d'eau distillée et ajuster le pH.
EDTA (0,02 M)	Dissoudre 5,613 g d'EDTA dans 750 mL d'eau distillée.
DTNB (0,01 M)	Dissoudre 200 mg de DTNB dans 50 mL de méthanol absolu.
Acide salicylique (0,25%)	Dissoudre 250 mg d'acide salicylique dans 100 mL d'eau distillée.
Dosage de l'activité enzymatique de la glutathion-S-transférase (GST)	
CDNB (0,02 M)	Dissoudre 202,55 mg de CDNB dans 50 mL d'éthanol absolu.
Solution GSH (0,1 M)	Dissoudre 153,65 mg de GSH dans 50 mL d'eau distillée.
Dosage de l'activité enzymatique de la catalase (CAT)	
Tampon phosphate (0,1 M, pH 7,4)	Mélanger 16 mL de la solution A avec 84 mL de la solution B.
Solution A	Dissoudre 6,24 g de NaH ₂ PO ₄ (2 H ₂ O) dans 200 mL d'eau distillée.

Solution B	Dissoudre 14,32 g de Na₂HPO₄ (12 H₂O) dans 200 mL d'eau distillée.
Dosage de l'activité enzymatique de la superoxyde dismutase (SOD)	

Annex III Courbe d'étalonnage pour le dosage des protéines (Bradford) :

